

UNIVERSIDAD CENTRAL DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
Departamento de Ecología



TESIS DOCTORAL

**Variabilidad espacio-temporal y uso del hábitat de
comunidades de aves acuáticas en la cuenca media del Tajo**

MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR

PRESENTADA POR

Jesús Ángel Cuevas Moreno

Director

José Manuel de Miguel Garcinuño.

Madrid
Ed. electrónica 2019

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

Departamento Interuniversitario de Ecología



**VARIABILIDAD ESPACIO–TEMPORAL Y USO
DEL HÁBITAT DE COMUNIDADES DE AVES
ACUÁTICAS EN LA CUENCA MEDIA DEL
TAJO**

Memoria para optar al grado de Doctor en Ciencias Biológicas presentada por:

Jesús Ángel Cuevas Moreno

Este trabajo ha sido dirigido por José Manuel De Miguel Garcinuño, Profesor Titular de
Ecología de la Universidad Complutense de Madrid

Madrid, diciembre de 2003

Fdo.: Jesús Ángel Cuevas Moreno

VºBº José Manuel de Miguel Garcinuño

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

Departamento Interuniversitario de Ecología



**VARIABILIDAD ESPACIO–TEMPORAL Y USO
DEL HÁBITAT DE COMUNIDADES DE AVES
ACUÁTICAS EN LA CUENCA MEDIA DEL
TAJO**

TESIS DOCTORAL

Jesús Ángel Cuevas Moreno

diciembre, 2003

Índice

AGRADECIMIENTOS	3
RESUMEN	5
I. INTRODUCCIÓN	7
I.1. USO DEL AGUA Y PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DE LOS RÍOS EN LA COMUNIDAD DE MADRID	9
I.2. OBJETIVOS GENERALES DEL ESTUDIO	21
I.3. ANTECEDENTES CIENTÍFICOS	23
I.3.1. <i>Interés indicador de las aves acuáticas</i>	23
I.3.2. <i>Los estudios de aves acuáticas en España</i>	25
I.3.3. <i>Los estudios de aves acuáticas en ríos</i>	27
II. ÁREA DE ESTUDIO Y MÉTODOS DE MUESTREO	33
II.1. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO	35
II.1.1. <i>Clima</i>	39
II.1.1.1. Macroclima	39
II.1.1.2. Microclima fluvial	41
II.1.2. <i>Geología y litología</i>	42
II.1.3. <i>Geomorfología fluvial</i>	45
II.1.4. <i>Régimen hidrológico</i>	48
II.1.5. <i>Índices bióticos de la calidad del agua</i>	51
II.1.6. <i>Comunidades vegetales de ribera</i>	54
II.1.7. <i>Fauna fluvial</i>	59
II.2. RECOGIDA DE DATOS DE CAMPO	60
II.2.1. <i>Muestreo de abundancia de aves acuáticas</i>	61
II.2.2. <i>Muestreo de actividades de comportamiento de las aves</i>	64
II.2.3. <i>Estructura del hábitat fluvial y calidad del agua</i>	65
II.3. ESTANDARIZACIONES Y CÁLCULOS NUMÉRICOS GENERALES	70
III. DESCRIPCIÓN GENERAL DE LA COMUNIDAD DE AVES ACUÁTICAS	75
III.1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS CONCRETOS	77
III.2. DESCRIPCIÓN GENERAL DE LA ABUNDANCIA, RIQUEZA Y DIVERSIDAD BIOLÓGICA	78
III.3. VARIACIÓN ESPACIAL DE LA ABUNDANCIA Y DE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA	84
III.3.1. <i>Diversidad de aves, calidad del agua y estructura del hábitat fluvial</i>	86
III.4. VARIACIÓN TEMPORAL DE LA ABUNDANCIA Y LA DIVERSIDAD	91
III.5. CONCLUSIONES	94
IV. PATRONES DE DISTRIBUCIÓN TEMPORAL	97
IV.1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS CONCRETOS	99
IV.2. MÉTODO	101
IV.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	105
IV.3.1. <i>Identificación de patrones anuales</i>	105
IV.3.2. <i>Caracterización de los periodos anuales de máxima segregación</i>	108
IV.3.3. <i>Fases de invernada, reproducción y postnupcial</i>	115
IV.3.4. <i>Nicho temporal de las especies</i>	120
IV.4. CONCLUSIONES	123
V. VARIABILIDAD ESPACIAL Y ESPACIO-TEMPORAL	127
V.1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS CONCRETOS	129
V.2. MÉTODOS	130
V.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	132
V.3.1. <i>Clasificación y caracterización ecológica de los tramos fluviales</i>	132

V.3.2. <i>Tendencias principales de variación espacial</i>	140
V.3.3. <i>Organización espacio-temporal de las comunidades de aves acuáticas</i>	149
V.3.3.1. Principales tendencias de variación espacio-temporal	149
V.3.3.2. Tipos de tramos fluviales en función de su evolución estacional	156
V.4. CONCLUSIONES	165
VI. SIMULACIÓN DE ESCENARIOS DE USO EN LOS RÍOS: EFECTOS SOBRE LAS COMUNIDADES DE AVES ACUÁTICAS	169
VI.1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS CONCRETOS.....	171
VI.2. MÉTODOS	171
VI.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	174
VI.3.1. <i>Efectos de los escenarios de uso sobre la composición de la comunidad de aves</i>	174
VI.3.1.1. Obtención de la ecuación de regresión	174
VI.3.1.2. Estimación de los efectos de escenarios de uso	176
VI.3.2. <i>Efectos de los escenarios de uso sobre la riqueza y diversidad biológica</i>	187
VI.4. CONCLUSIONES.....	191
VII. ACTIVIDADES DE COMPORTAMIENTO Y USO DEL HÁBITAT	195
VII.1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS CONCRETOS	197
VII.2. MÉTODOS	200
VII.2.1. <i>Muestreo de actividades de comportamiento y de uso del hábitat</i>	200
VII.2.2. <i>Análisis para la identificación de hábitat fluviales ideales</i>	204
VII.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	206
VII.3.1. <i>Importancia relativa de las actividades de comportamiento</i>	206
VII.3.2. <i>Patrones de actividad diurna</i>	209
VII.3.3. <i>Preferencias espaciales de las actividades de comportamiento</i>	214
VII.3.4. <i>Caracterización de hábitat fluviales ideales</i>	221
VII.4. CONCLUSIONES	241
VIII. CONCLUSIONES GENERALES	245
VIII.1. DE INTERÉS TEÓRICO	247
VIII.2. APLICADAS A LA GESTIÓN AMBIENTAL.....	251
BIBLIOGRAFÍA	257
ANEXO I. ESPECIES DE AVES ACUÁTICAS REGISTRADAS EN LOS CENSOS	281
ANEXO II. ESPECIES DE AVES ACUÁTICAS REGISTRADAS: DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA MEDIA QUINCENAL	283

Agradecimientos

Durante estos últimos seis largos años en los que he dedicado buena parte de mi vida a la elaboración y redacción de esta memoria, que por fin ve la luz tras una larga aunque fructífera gestación, muchas personas e instituciones han colaborado y me han ayudado. Esta hazaña, ya que yo la califico como tal, se remonta a una primavera del año 1993 en la que cuatro entusiastas de las aves (Tomás Velasco, Guillermo Blanco, Antonio Acha y yo mismo), nos propusimos estudiar las comunidades de aves acuáticas de los ecosistemas fluviales en profundidad. Sin ningún tipo de ayuda inicial, salvo los maltrechos presupuestos familiares tras apoyarnos durante los cinco o seis años que duraron nuestras respectivas carreras universitarias (en algunos casos más, y no quiero decir quien), decidimos realizar un ambicioso trabajo de campo de un año de duración para ampliar el conocimiento científico de la ecología de estas singulares aves. Diseñamos el muestreo de campo con el fin de recopilar toda la información posible que estimamos que pudiera aportar algún dato acerca de la ecología de las aves, sin un objetivo inicial de redacción de tesis doctoral, simplemente por el placer de observar las aves. Durante un año completo, dedicamos un gran número de horas de nuestro tiempo libre (cerca de un millar) y de nuestros exiguos presupuestos personales a censar las aves que tanto nos atraían, recogiendo una gran cantidad de información acerca de sus preferencias y de sus hábitat. Con esta espontánea decisión, conseguimos contagiar de entusiasmo a compañeros y compañeras que nos ayudaron e hicieron compañía durante las largas horas de campo, especialmente las invernales cuando veíamos que se nos echaba encima la noche y que los días se nos mostraban excesivamente cortos. Entre ellos debemos recordar, aún a riesgo de dejarnos alguno en este ejercicio de memoria, a María José Moraleda (mi actual esposa), Pacha Ruiz, Fernando Gómez, Jorge F. Layna, Pedro Molina, Eduardo Soto-Largo, Llanos Gabaldón, Iban Sánchez.

Una vez finalizada esta gratificante e inolvidable fase de estudio de campo, nos juntamos con un volumen ingente de información al cual nadie se atrevía enfrentar de una manera decidida. Fueron varios los intentos exitosos de publicar parte de los datos, pero un gran volumen de los mismos quedaron sumidos en un prolongado letargo.

No es hasta el año 1998 cuando entran en juego los entrañables compañeros del Centro de Investigaciones Ambientales de la Comunidad de Madrid “*Fernando González Bernáldez*” (CIAM), y de la Consejería de Medio Ambiente y del Departamento Interuniversitario de Ecología de los cuales dependía. La Subdirectora del centro en aquella época, Lola Fernández, apoyó mi propósito de realizar la tesis doctoral y fue quien consiguió convencer a José Manuel de Miguel, aunque creo que no le costó demasiado dada la experiencia de él en la dirección de otros proyectos de investigación en el CIAM, para que dirigiera esta tesis (aprovecho este momento para agradecer a mi director de tesis su inestimable entusiasmo inicial, que consiguió mantener durante todos estos años). La cierta estabilidad económica ofrecida por el CIAM durante estos años, me permitió compatibilizar la redacción de esta memoria doctoral y la adquisición de una amplia experiencia profesional en la conservación y gestión de los espacios naturales protegidos y del medio natural en la Comunidad de Madrid.

También debo agradecer a Pacha Ruiz, Juan Antonio Delgado, Miguel Ángel Casado y José María Rey Benayas su ayuda en la digitalización y tratamiento estadístico de parte de los datos. Miguel Ángel Casado, además, tuvo la paciencia de revisar el documento final, haciendo numerosas aportaciones. La comprensión de la estructura y rica composición florística de las riberas y cauces fluviales no habría sido posible sin la ayuda y experiencia de dos grandes profesionales: Javier Pavón y Pedro Molina. Agradezco a aquellas instituciones que me facilitaron los datos necesarios para enriquecer la copiosa información de campo recogida por nosotros de una manera tan desinteresada. Entre ellos, me gustaría destacar a la Comunidad de Madrid y a la Confederación Hidrográfica del Tajo por proporcionarme amablemente los datos de calidad de las aguas de sus respectivas redes de control de calidad fluvial, al CEDEX por facilitarme el acceso a los resultados de sus estudios sobre las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en los ríos y al Instituto Nacional de Meteorología que me suministró los datos meteorológicos de las estaciones meteorológicas más cercanas.

A todos ellos, y probablemente alguno que otro más que mi flaca memoria me impide recordar, y ruego que me perdone, agradezco su inestimable ayuda y les dedico este trabajo.

Resumen

Palabras clave: Ríos, gestión, conservación, paisaje, comportamiento animal.

En este trabajo se aborda un estudio de las comunidades de aves acuáticas de los ríos de la Cuenca media del Tajo, en concreto de tramos fluviales de los ríos Tajo, Jarama, Manzanares y Henares. Las aves acuáticas son utilizadas como indicadoras de cambios en los ecosistemas fluviales y de respuesta a la gestión fluvial.

El trabajo contempla un ciclo anual completo y caracteriza la variación temporal y espacial de las comunidades de aves acuáticas en términos de composición de especies, diversidad biológica y actividades de comportamiento. Este análisis permite cuantificar el valor naturalístico de los ríos, identificar los factores ecológicos más relevantes para explicar la variación de las comunidades, y simular los efectos que sobre ellas tienen diferentes escenarios de uso humano.

En el capítulo III de esta memoria se describe numéricamente la composición de las comunidades de aves acuáticas en términos de abundancia, riqueza y diversidad biológica, utilizando los resultados para tipificar y valorar los tramos fluviales de la zona de estudio.

En los capítulos IV y V se identifican y caracterizan los patrones temporales y espaciales, respectivamente, de las comunidades de aves, destacando de un conjunto amplio de variables ambientales los factores ecológicos responsables de estos patrones. El método permite sintetizar las características geofísicas y de uso de los paisajes fluviales que mejor discriminan entre las diferentes comunidades de aves encontradas.

La simulación de los efectos de diferentes escenarios de gestión sobre las comunidades de aves acuáticas en los ríos es abordada en el capítulo VI. Mediante ecuaciones matemáticas, se predicen los cambios de estos escenarios sobre la composición

taxonómica y abundancia de aves y se modelizan también los paisajes fluviales más apropiados para mantener altos valores de riqueza y de diversidad de especies.

El estudio proporciona también modelos de hábitat fluviales canónicos (ideales), para desarrollar diferentes actividades de comportamiento de cada uno de los grandes grupos taxonómicos de aves acuáticas (capítulo VII). En ellos, se destaca el papel de determinados componentes físicos, de vegetación y de uso para el mantenimiento de esas actividades.

El estudio aporta resultados ecológicos originales y pone de manifiesto la importancia de los ríos en la conservación de la diversidad de las aves acuáticas, mayor incluso que la de los humedales de la Comunidad de Madrid. Los resultados han sido interpretados con un enfoque teórico e integrador y también aplicado a la mejora de la gestión fluvial.

I. Introducción

I.1. Uso del agua y problemática ambiental de los ríos en la Comunidad de Madrid

Los ecosistemas acuáticos continentales constituyen uno de los medios más amenazados por la actividad humana en la tierra (Casado y Montes, 1995; Ibero *et al.*, 1996; Prat, 1996; Vega, 1996). El poder atrayente del agua como elemento del paisaje y como recurso imprescindible para la supervivencia y el desarrollo de las civilizaciones, lo han ligado al hombre desde sus orígenes. Ríos y humedales han evolucionado junto al propio desarrollo humano, proporcionando diferentes tipos de recursos según las necesidades de cada época. La estrecha relación espacial agua–civilización (seguramente las primeras poblaciones humanas se asentaron en áreas húmedas con gran potencial de producción primaria) se ha relajado a medida que el desarrollo del transporte ha permitido al hombre alejarse de las fuentes originales de los recursos naturales. Pero la dependencia del agua no ha variado por ello sino que, por el contrario, se ha hecho más intensa con el tiempo, impulsada sobre todo por el incremento de los regadíos, de la industria y del consumo doméstico (Aguiló, 1984). Aunque esta tendencia general ha manifestado velocidades de cambio diferentes según las regiones del planeta, en todas ellas la dependencia ha ido en aumento y con ella los efectos sobre los ecosistemas acuáticos y en general sobre todos los ecosistemas ligados inexorablemente al ciclo hidrológico.

La falsa consideración de que el agua es un recurso inagotable ha sido determinante en la alteración de ríos y humedales y en el deterioro del importante papel ecológico y socioeconómico de estos ecosistemas (Tabla I. 1). Esta idea ha favorecido el ajuste de la oferta hídrica a las necesidades sociales, olvidando las de la naturaleza (Pineda, 1996). Desgraciadamente, el agua dulce escasea en muchas regiones de la tierra y representa en ésta una cantidad limitada, por lo que ambos tipos de necesidades son difíciles de compatibilizar sin producir alteraciones en alguno de los dos sistemas –natural y social–. Medidas encaminadas a asegurar un suministro continuado e ilimitado de agua tales como canalizaciones, trasvases, pantanos, modificación o dragados de cauces, se imponen sobre otras dirigidas a un uso más eficiente y ahorrador del recurso –cultivos adaptados, técnicas eficientes de irrigación, control de las fugas accidentales, conservación de suelos–.

Tabla I. 1. Algunos valores y funciones de ríos y humedales.

Funciones

- Sirven de suministro y reserva de agua
- Protegen de las trombas de agua y controlan las inundaciones
- Estabilizan las orillas y disminuyen la erosión
- Contribuyen a mantener el nivel de agua de los acuíferos
- Purifican del agua mediante la retención y filtrado de nutrientes, sedimentos y contaminantes
- Contribuyen a la estabilización del clima
- Generan microclimas peculiares que atemperan los contrastes climáticos
- Actúan como hábitat complementarios para la fauna
- Se consideran potenciales corredores ecológicos

Valores

- Suministro de agua y mantenimiento de su calidad y cantidad
 - Producción pesquera
 - Gran potencial agrícola, cinegético y ganadero
 - Producción de turba, madera y otros materiales vegetales
 - Reservas de vida silvestre, de caza y de pesca
 - En ocasiones son zonas navegables y contribuyen al transporte
 - Importantes zonas de recreo y turismo
-

Basado en: Casado y Montes, 1991.

Frecuentemente, el uso humano del agua se realiza sin considerar las propiedades y peculiaridades estructurales y funcionales de los ecosistemas afectados, y cuando esto no sucede se incurre a menudo en medidas simplistas de escaso calado ecológico. Así, algunas administraciones no entienden que el mantenimiento de los denominados “caudales ecológicos” –concepto clave de la actual política preventiva de conservación de nuestros ríos (Cubillo *et al.*, 1990)– supone la imitación del funcionamiento y variabilidad naturales del ecosistema fluvial –caudales, características, procesos hidrológicos originales– y no sólo asegurar unos caudales mínimos para diluir posibles contaminantes.

La explotación del agua como recurso es sólo una causa más del estado actual de conservación de muchos ecosistemas fluviales. El papel de estos como canales “naturales” de desagüe de desperdicios se ha incrementado a la par que el desarrollo económico en las cuencas receptoras. Muchos ríos y arroyos españoles son hoy auténticas cloacas, con parámetros químicos y biológicos que desbordan cualquier valor crítico de conservación. Incluso la eficacia del cumplimiento de estos valores ha sido puesta en entredicho en varias ocasiones. La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha advertido recientemente de la peligrosidad de consumir agua con un contenido en nitratos superior a 25 miligramos/litro.

La Unión Europea permite sin embargo la presencia de 50 miligramos/litro de estos compuestos. Cantidades muchos menores son ya perjudiciales para muchos otros organismos (Díaz Álvarez *et al.*, 1989).

En la Comunidad de Madrid (en adelante CM), la problemática de conservación de los ríos es extensa y en muchos casos de extrema gravedad (Catalan *et al.*, 1972; Montes *et al.*, 1987; Manteiga, 1992). En el caso de la cuenca media del río Tajo –área contemplada en este trabajo– la situación se agrava por su proximidad a la ciudad de Madrid, una de las zonas de mayor densidad humana del territorio nacional.

En los ríos de la CM, los ecosistemas fluviales se han visto afectados por motivos muy diversos (Catalan *et al.*, 1972; Aguiló, 1984; Comunidad de Madrid, 1999a,b). Actualmente es difícil encontrar tramos de ríos con un buen estado de conservación, habiendo desaparecido por completo la vegetación natural de ribera o bien quedando relegada a unos pocos metros próximos a las orillas (Montes *et al.*, 1987; Sterling, 1990; García-Redondo, 1995; SEO/BirdLife, 1996; Molina, 1997). Junto a la vegetación, la fauna acuática ha sufrido también múltiples agresiones. Entre las causas más importantes de alteración de los ríos y sotos en la cuenca media del Tajo destacan las obras hidráulicas de regulación, la sobreexplotación del agua, la extracción de áridos, los vertidos de aguas residuales, las roturaciones, las plantaciones de chopos, los usos recreativos descontrolados, los proyectos de canalización o modificación de cauces y riberas y las construcciones. La Tabla I. 2 muestra un resumen de las principales amenazas en los ríos de España, la mayor parte de las cuales son también una realidad en la CM.

La construcción de embalses y obras de regulación constituyen la principal alteración de los tramos fluviales medios y de cabecera, aunque sus consecuencias se exportan hasta los tramos bajos en forma de alteraciones de los regímenes hidrológicos naturales (Cubillo *et al.*, 1990; Stevens *et al.*, 1997). Uno de los principales efectos de los represamientos es la alteración de la composición de la vegetación natural de ribera y una reducción del transporte de sedimentos (Stevens *et al.*, 1995). La elevada regulación del agua a la que están sometidos los ríos de la región –la cuenca del Tajo es de las más reguladas del territorio español (MOPT, 1992)– se hace patente en el número de embalses construidos. La capacidad de embalsamiento de agua en Madrid asciende a 1.060 hm³,

existiendo un total de 16 embalses de abastecimiento (Cubillo *et al.*, 1990). Las obras hidráulicas de regulación provocan la alternancia irregular de momentos en los que no se libera agua con otros de desembalse masivo, sin coincidir estos con la variabilidad natural de los caudales. Esta variación artificial del régimen hidrológico puede generar problemas de supervivencia para algunas especies de aves acuáticas, limícolas por ejemplo (Pérez–Hurtado y Hortas, 1993), que nidifican y se alimentan preferentemente en zonas de inundación.

Tabla I. 2. Principales amenazas de los paisajes fluviales en España.

Ríos de Montaña y cabecera:	
- Minicentrales hidroeléctricas	- Grandes embalses de regulación o hidroeléctricos
- Presas de regulación o hidroeléctricas en los cauces principales	- Trasvases entre cuencas
- Uso turístico preferencial (pistas de esquí, <i>rafting</i>)	- Contaminación urbana, agrícola e industrial
- Contaminación de tipo urbano	- Canalización y destrucción de la llanura aluvial
- Presencia de sólidos en suspensión y nutrientes por la deforestación	- Extracción de agua para regadío
Tramos medios de los ríos principales:	
- Derivaciones por canales de las centrales hidroeléctricas o para riego	Tramos finales de los grandes ríos:
	- Contaminación acusada
	- Uso para refrigeración de centrales nucleares
	- Derivaciones para riego y otros usos
	- Trasvases
	- Canalizaciones y destrucción de la llanura aluvial
	- Navegación

Fuente: Prat, 1996.

En general, las terrazas fluviales han constituido lugares prioritarios para la producción agrícola. Es lógico que así sea por la estrecha relación positiva entre el agua y la producción primaria (Margalef, 1991; Terradas, 2001). Muchas comunidades vegetales de ribera han sucumbido históricamente por este motivo (Molina, 1997). En las últimas décadas, se ha incrementado espectacularmente el auge de cultivos no tradicionales –principalmente repoblaciones leñosas de alta rentabilidad económica– y la invasión de sotos y terrazas fluviales por industrias y construcciones diversas.

La proximidad de una gran urbe como Madrid, y la notable actividad constructora existente en toda la región, hacen que la extracción de gravas y arenas de los cauces y terrazas de los ríos constituya una actividad rentable y con una alta demanda. Su impacto

se manifiesta en un primer momento en la ocupación del espacio, afectando a la vegetación de ribera. Igualmente, genera un aumento de los sólidos en suspensión liberados tras el tratamiento de los áridos. Esto incrementa la turbidez de las aguas provocando una alteración de la red trófica del río (Bécares *et al.*, 2000), de la composición de las comunidades de aves acuáticas (Stevens *et al.*, 1997) y una presumible reducción de las posibilidades de captura de alimento por aquellas aves, especialmente garzas diurnas o patos buceadores, que buscan sus presas mediante contacto visual (Rojas *et al.*, 1997, 1999; Marsden & Bellamy, 2000). Por otro lado, las graveras ocasionan también alteraciones drásticas en la morfología fluvial.

En los alrededores del área metropolitana madrileña, y en especial en el cauce del río Jarama, las explotaciones de áridos son numerosas (Montes, 1993; Pascual, 1998) (Figura I. 1). Esta actividad extractiva ha generado lagunas artificiales que han propiciado la ocupación del interior peninsular por ciertas especies de aves que antes no estaban presentes, así como el aumento poblacional de otras habituales (Cantos y Asensio, 1990; Montes, 1993; Blanco *et al.*, 1994; SEO/BirdLife, 1998a,b; Molina y De la Puente, 1999).

El vertido de aguas residuales insuficientemente tratadas es otro grave problema de conservación fluvial. La contaminación a través del vertido indiscriminado de aguas residuales es uno de los impactos más importantes en los tramos medios y bajos de los ríos de la cuenca media del Tajo (CEDEX, 1995 y Figura I. 1). Estos tramos se ven también afectados por el vertido de aguas residuales, que en ocasiones no proceden de su propia cuenca de recepción. El río Manzanares supone un caso extremo, al recibir grandes aportes de aguas residuales de la capital, procedentes de los ríos Lozoya, Guadalix, Aulencia y Alberche (Canal de Isabel II, 1993). El aumento de los sólidos en suspensión y de la materia orgánica destruye el hábitat de muchos macroinvertebrados, al depositarse sobre el fondo de los ríos y rellenar los intersticios de las piedras del lecho. Este cambio altera a su vez la oferta trófica de algunas especies de aves acuáticas (Collier, 1991; Robledano *et al.*, 1992; Green & Hilton, 1998). Los vertidos aceleran los procesos de eutrofización, provocando también una disminución del oxígeno disuelto en el cauce receptor y la desaparición de las especies acuáticas más sensibles (Álvarez Cobelas *et al.*, 1991).

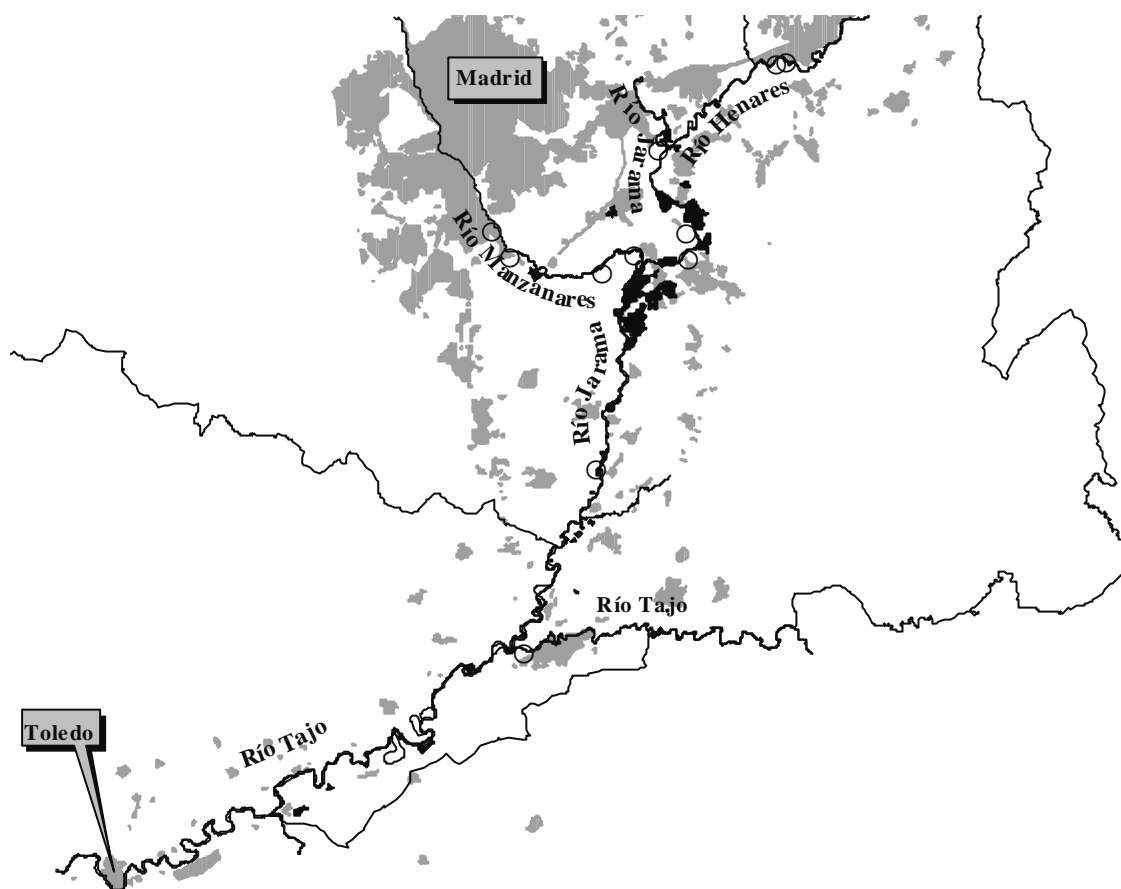


Figura I. 1. Mapa de los cursos bajos de los principales ríos de la cuenca media del Tajo, destacando zonas con potenciales amenazas. En gris núcleos urbanos próximos a cauces; en negro gaveras y con círculos Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales de la CM.

La Tabla I. 3 muestra los valores de algunos parámetros físico-químicos registrados por estaciones de control de calidad (Red de Control de la Calidad de las Aguas –RECCA– de la CM y Red de Control de Calidad de Aguas –COCA– de la Confederación hidrográfica del Tajo), en algunos ríos del sur-oeste de la CM, área que coincide con la abarcada por este estudio. Corresponden a valores medios anuales calculados a partir de los registros mensuales durante el período abril/1993 y abril/1994.

Tabla I. 3. Parámetros de calidad del agua registrados en estaciones de control. Los valores son datos medios anuales durante el período abril/1993–abril/1994.

Río	Red	Estación	Tª agua °C	O ₂ Disuelto mg/l	Sól. suspensión mg/l	pH	Conductividad $\mu S\ cm^{-1}$ a 20°C	DQO mg/l	DBO mg/l	NH ₄ mg/l	NO ₂ mg/l	NO ₃ mg/l	Coliformes totales Col./100 cc
Henares	RECCA	H-33	14,31	5,74	16,16	7,73	1.195,98	17,46	6,88	3,36	0,36	6,31	256.451,19
Manzanares	RECCA	M-17	15,57	2,82	142,40	7,34	952,41	138,12	37,63	46,55	0,62	5,84	1.778.841,35
Jarama	RECCA	J-28	15,11	3,88	111,05	7,47	1.081,32	40,57	17,22	17,91	0,56	9,60	697.819,71
Jarama	RECCA	J-30	15,58	4,35	71,72	7,40	1.170,33	102,60	25,31	40,79	1,88	15,49	510.127,40
Jarama	RECCA	J-31	16,27	3,33	38,98	7,41	1.387,50	65,09	14,25	36,70	1,15	15,25	210.774,04
Tajo	RECCA	T-42	16,15	4,77	34,53	7,50	1.519,57	47,17	10,46	22,72	0,71	16,08	39.908,17
Tajo	COCA	239	14,73	5,54	18,10	7,56	1.385,64	--	10,48	14,74	--	8,00	--
Tajo	COCA	14	15,90	7,55	10,00	7,79	1.559,70	--	7,36	10,57	--	12,00	--

Fuente: Redes de control de calidad de las aguas: Red RECCA (Comunidad de Madrid) y Red COCA (Confederación Hidrográfica del Tajo).

Los parámetros de la Tabla I. 3 permiten identificar ríos o tramos con una elevada contaminación orgánica. Las zonas con mayor contaminación orgánica corresponden a los tramos bajos del río Manzanares –a su paso por Madrid– (con valores medios anuales de DBO superiores a 36 mg/l), seguido del río Jarama (con valores de DBO entre 14 y 22 mg/l). La alta contaminación orgánica en el tramo bajo del río Manzanares se registra desde hace décadas (Catalan *et al.*, 1972; Aguiló, 1984; Comunidad de Madrid, 1992, 1999b), y se asocia a situaciones de verdadera anoxia. Los ríos con menor grado de contaminación orgánica son el Henares y el Tajo.

La elevada contaminación por vertidos de aguas residuales se refleja también en el valor medio anual del número más probable de coliformes fecales. El río Manzanares, con más de 1.778.841 coliformes por centímetro cúbico en sus tramos bajos, es el río con mayor contaminación de este tipo en la zona estudiada. Esta situación responde al excesivo vertido de aguas residuales deficientemente depuradas de la ciudad de Madrid (Catalan *et al.*, 1972; Comunidad de Madrid, 1992, 1999b).

Los altos valores de NO₂ y NO₃ en algunos tramos de los ríos Jarama y Tajo parecen responder a procesos de contaminación difusa por cultivos de regadío (Díaz Álvarez *et al.*, 1989). En los alrededores de los tramos bajos de los ríos Jarama y Tajo existe una elevada implantación de cultivos de este tipo (IGME, 1988; ITGE, 1997; Comunidad de Madrid, 1992; De Miguel y Segura, 1998; Molina, 1997).

Respecto a la presencia de sólidos en suspensión, los valores máximos se alcanzan en las estaciones de los ríos Manzanares y Jarama, en este último caso justo antes de su confluencia con el anterior. Los valores medios anuales en estos dos ríos son realmente altos respecto a los demás. El principal efecto de esta elevada presencia de sólidos en suspensión es la limitación del paso de la luz a través del agua, mermando de esta manera la producción primaria y el asentamiento de organismos heterótrofos.

Las plantaciones de chopos clónicos (*Populus x euramericana*) y cultivos herbáceos se dan con frecuencia en las riberas de los ríos madrileños, en especial en las del Tajo que presentan terrazas fluviales de gran extensión (García-Redondo, 1995). El procedimiento seguido en estas plantaciones suele ser el desbroce y la roturación de la vegetación original de ribera y la posterior plantación. Cuando los chopos alcanzan una

talla apropiada, el paisaje de la zona recuerda a un bosque de ribera natural. Sin embargo, la falta de diversidad en el arbolado y la ausencia de estratos vegetales determinan diferencias importantes, asemejándose ecológicamente a un cultivo (Sterling, 1990; Ibero *et al.*, 1996). Con frecuencia, la cosecha de madera se realiza a matarrasa y con ella el reinicio del proceso o el abandono del mismo. Las plantaciones de chopos, de relativa rentabilidad y muy favorecidas por subvenciones económicas, suponen una amenaza importante para los escasos espacios ribereños en buen estado de conservación (Ibero *et al.*, 1996).

Aunque la Administración reconoce la importancia de los ríos y arroyos por su valor ecológico y paisajístico, y sitúa su recuperación como uno de los principales objetivos en materia ambiental (CHT, 1997; Comunidad de Madrid, 1999a,b), las obras de limpieza de cauces y de estabilización de las riberas pueden suponer impactos ambientales importantes. Muchas actuaciones de restauración de riberas se limitan a la eliminación de basuras y a la aportación de una escollera en las orillas. Estas iniciativas parecen dirigidas más a una recuperación estética que funcional de la ribera. Otras obras de encauzamiento y acondicionamiento afectan a la morfología fluvial y alteran los procesos ecológicos y la vegetación natural (Prat, 1996; Munné *et al.*, 1998).

La presencia de agua y de un microclima más fresco alrededor de los ríos (Sterling, 1990; Pusey & Arthington, 2003) los convierte en un centro de atracción para la gente, fundamentalmente urbana, que busca el contacto con el medio natural. En un área tan densamente poblada como Madrid, el uso recreativo de los sotos fluviales puede entrañar puntualmente graves afecciones a estos ecosistemas. La presencia frecuente o intensa de bañistas puede determinar alteraciones en el sustrato, en la fauna local y en la calidad de las aguas (bronceadores, aceites, materia orgánica, detergentes, residuos). Algunos estudios han registrado una disminución de la diversidad asociada a las zonas más intensamente utilizadas (Gómez-Limón y García Avilés, 1992).

La creciente sensibilidad social hacia los problemas anteriores, determina en 1980 la aprobación a nivel nacional de la Estrategia Española para la Conservación de los Recursos Naturales en la que el agua es considerada un recurso indispensable para el

mantenimiento de toda forma de vida, incluida la humana (Montes *et al.*, 1987). Desde entonces se ha trabajado de forma más intensa en la redacción y ejecución de acciones encaminadas a conservar y recuperar el patrimonio hidrológico. A nivel regional –interautonómico–, los Planes Hidrológicos de cuenca contienen las directrices en las que basar el uso del agua en las diferentes cuencas hidrográficas españolas. El correspondiente a la confederación hidrográfica del Tago (CHT, 1997) contiene algunos objetivos concretos entre los que destacamos:

- Inventario y valoración ambiental y ecológica de la red fluvial.
- Reconocimiento y diagnóstico de los ecosistemas de ribera.
- Restauración ecológica de algunos tramos de la red fluvial.
- Análisis, y en su caso mejora, de la red de control de la calidad y obtención de nuevos índices y modelos propios para la cuenca.

A nivel autonómico, la CM aprueba en 1985 el Plan Integral del Agua en Madrid (PIAM) que representó uno de los principales instrumentos normativos para la resolución de aquellos problemas (Aguiló, 1984). Este Plan reunía todas las actuaciones de la Comunidad Autónoma, de la Administración General del Estado y de las Administraciones Locales relacionadas con el uso del agua.

El PIAM nace con el objetivo general de lograr una gestión integral del agua en la CM, basada en el principio de unidad del ciclo hidrológico, que permita satisfacer las demandas actuales y futuras en cantidad y calidad, haciendo para ello frente a los problemas derivados de su regulación, captación, abastecimiento y saneamiento. Entre sus principios primordiales están la conservación y restauración del patrimonio hídrico y natural de los ríos, con objetivos concretos como:

- Alcanzar ciertos niveles mínimos de calidad del agua en embalses y ríos.
- Recuperar márgenes y riberas.
- Devolver a los ríos y embalses su primitivo paisaje.
- Recuperar la fauna y flora naturales.
- Eliminar los impactos actuales.

Los objetivos del PIAM se continúan actualmente en el Plan de Saneamiento y Depuración de la CM (Comunidad de Madrid, 1995), que ha permitido el tratamiento de las aguas residuales del 97% de la población madrileña, el mayor porcentaje de España. El mencionado Plan ha mejorado sensiblemente los valores de algunos parámetros indicadores de la calidad del agua de los ríos, como el oxígeno disuelto, pero no tanto de otros como los sólidos en suspensión o la demanda química de oxígeno. Hay que tener en cuenta que en 1999 el volumen de agua derivado por el Canal de Isabel II superó los 537 hm³. Con ellos se abasteció a una población de unos 4,821 millones de personas en la Comunidad. Más del 50% del agua consumida en esta región se debe a usos domésticos.

La baja calidad de las aguas (CEDEX, 1995; Comunidad de Madrid, 1995; CHT, 1997) y de los ecosistemas fluviales (Máñez *et al.*, 1990; Carmona *et al.*, 1999) en los tramos bajos de los ríos de Madrid, ha propiciado que en el reciente Plan Forestal de la CM se plantease una significativa intervención fluvial vinculada a la protección hidrológico-forestal (Comunidad de Madrid, 1999a). El referido Plan establece un subprograma concreto de restauración de ríos y riberas dentro del programa marco de protección hidrológica. Entre los objetivos de este subprograma se plantea la valoración de los tramos fluviales a partir de un índice ambiental –QBR: *Qualitat del Bosc de Ribera*– indicador de la calidad de los ecosistemas de ribera (Munné *et al.*, 1998). Este índice evalúa la calidad de los ecosistemas fluviales en función de unos criterios exclusivamente botánicos, sin contemplar los faunísticos. A raíz de esta valoración ecológica se propone un repertorio de actuaciones –estabilización y limpieza de márgenes, obras de protección frente avenidas, reforestaciones, mantenimiento de caudales ecológicos, adecuaciones de áreas recreativas, construcción de puentes, depuración de aguas– para ser acometidas de una manera priorizada en una serie de tramos.

En la actualidad, los objetivos del subprograma de restauración de ríos y riberas se complementan y profundizan en otro proyecto de la CM, denominado Proyecto Cauces, que se encuentra ahora en su cuarta campaña de actividades.

En la CM, la implementación de la Directiva 79/409/CEE relativa a la conservación de las aves silvestres (Consejo de la Comunidades Europeas, 1979), ha llevado a la

declaración de un total de siete Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA). Estas áreas, declaradas específicamente para proteger las poblaciones de aves silvestres amenazadas, suman un total de 185.331 ha, es decir, más de un 22% del territorio de la Comunidad Autónoma (Tabla I. 4). Algunas de estas ZEPA tienen como prioridad la conservación de poblaciones de aves acuáticas de ríos. Es el caso de las ZEPA “Carrizales y Sotos de Aranjuez” y “Cortados y Cantiles de los ríos Jarama y Manzanares”, estando ambas comprendidas en el área del presente estudio.

Tabla I. 4. Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) en la CM.

Nombre	Superficie (ha)
ZEPA del Alto Lozoya	7.866
ZEPA de los Encinares de los ríos Alberche y Cofio	83.156
ZEPA de los Carrizales y sotos de Aranjuez	14.972
ZEPA del Soto de Viñuelas	2.977
ZEPA de los Cortados y cantiles de los ríos Jarama y Manzanares	27.961
ZEPA de las Estepas cerealistas de los ríos Jarama y Henares	33.110
ZEPA de El Pardo	15.289
<i>Superficie Total</i>	<i>185.331</i>

La ZEPA “Carrizales y Sotos de Aranjuez”, con una extensión de casi 15.000 ha, protege los valores naturales de buena parte del río Tajo a su paso por la CM. Pretende conservar los sotos fluviales y un conjunto de humedales y pastizales colonizados por abundante vegetación helófitas: Mar de Ontígola, carrizales de Villamejor y de las Madres y fincas de la Flamenca y las Infantas (Hernández y Fernández, 1991). La ZEPA “Cortados y cantiles del Jarama y Manzanares”, con cerca de 30.000 ha, protege los tramos bajos de estos ríos, con sotos fluviales de gran interés naturalístico –por ejemplo, los sotos de la unión de ambos ríos– y humedales (en su mayoría artificiales) asociados al propio cauce fluvial: El Jembleque, carrizal de Las Minas, Embalse de Gózquez, graveras del Porcal, el Campillo, de las Madres, de Torreblanca y de Mejorada (Hernández y Fernández, 1991).

I.2. Objetivos generales del estudio

Este trabajo pretende aportar conocimientos científicos útiles para la implementación de las acciones y planes de conservación de los ríos y de las ZEPA incluidas en el área del estudio. Para ello, contempla los ríos como partes esenciales e insolubles del complejo entramado territorial y estudia su papel en el mantenimiento de valores naturalísticos y ecológicos.

La filosofía de este trabajo concuerda con la idea científica generalizada de que la gestión o la restauración de los ecosistemas fluviales deben basarse en el conocimiento de su organización ecosistémica (Montes *et al.*, 1987, 1998). Para ello se ha elegido a la comunidad de aves acuáticas como objeto principal de estudio y como reflejo fiel de esa organización y de su respuesta al entorno y al uso humano.

Las aves acuáticas son utilizadas aquí como una herramienta de valoración ambiental y como indicadoras de cambios en los ecosistemas fluviales, así como de los efectos que sobre ellos ocasionan las intervenciones humanas. El trabajo persigue por tanto un interés teórico y práctico, aplicado a la gestión y a la conservación de los ríos y de su diversidad biológica.

El hecho de constituir un estudio de base sobre la valoración avifaunística de la cuenca media del Tajo y del uso que las aves acuáticas hacen de los hábitat fluviales, permite replantearse o redefinir acciones de gestión que pudieran generar efectos perjudiciales sobre las comunidades. El estudio pretende también utilizar el conocimiento y seguimiento de las comunidades de aves como una herramienta válida de predicción de efectos de futuras intervenciones humanas (Weller, 1995; VanRees–Siewert & Dinsmore, 1996; Perrow *et al.*, 1997).

Se persiguen los siguientes objetivos generales:

- Valorar los ríos en función de algunos parámetros estructurales de las comunidades de aves acuáticas –abundancia, riqueza y diversidad– (Capítulo III). Se parte de la hipótesis de que los ecosistemas fluviales representan hábitat alternativos y complementarios a otros ecosistemas acuáticos para las aves

acuáticas, y con igual o superior valor avifaunístico.

- Identificar y caracterizar la variabilidad temporal de las comunidades de aves acuáticas a diferentes escalas (quincenal, estacional, anual) (Capítulo IV). Se parte de la hipótesis de que la estacionalidad propia del clima mediterráneo (Sabater *et al.*, 1993) y la naturaleza migratoria propia de muchas de estas aves (Amat, 1981, 1984a; Skagen & Knopf, 1993; De la Puente *et al.*, 1999), debe manifestarse en la variación de la composición de la comunidad de aves acuáticas. Este objetivo se complementa con una tipificación de cada una de las especies de aves según su grado de especialización temporal (nicho temporal).
- Identificar y caracterizar las principales tendencias de variación espacial y espacio-temporal de las comunidades de aves (Capítulo V). Se parte de la hipótesis de que la aparente heterogeneidad de los ecosistemas fluviales (Roche, 1989; Sterling, 1990; Ibero *et al.*, 1996), ocasiona una distribución espacial de las comunidades de aves acuáticas más heterogénea que su variabilidad temporal. Este objetivo contempla una tipificación de los ríos de acuerdo a cada una de las escalas de variación analizadas y la detección de los principales factores ambientales responsables de la misma.
- Estimar el impacto de diferentes escenarios simulados de uso en los ríos sobre las comunidades de aves acuáticas (Capítulo VI). Este objetivo tiene un interés particularmente aplicado que permite a los gestores predecir efectos ambientales de diferentes intervenciones humanas en tramos concretos de los ríos estudiados. Para ello se modeliza el efecto de dichas intervenciones sobre la composición y abundancia de las comunidades de aves, así como su impacto sobre la diversidad biológica de las mismas.
- Caracterizar los patrones de variación espacial y temporal de las actividades de comportamiento de las aves acuáticas en los ríos (Capítulo VII). Se pretende describir y modelizar las preferencias de las actividades por ambientes concretos (hábitat fluviales ideales). Se parte de la idea de que los diferentes grupos de aves perciben el territorio de manera diferencial y con distinta

preferencia dependiendo de la capacidad de éste de cubrir sus necesidades.

I.3. Antecedentes científicos

I.3.1. Interés indicador de las aves acuáticas

La caracterización y valoración de los ecosistemas fluviales y acuáticos se ha basado en criterios muy diversos: hidrológicos, culturales, faunísticos, botánicos, geológicos y ecológicos entre otros (UNESCO, 1971; García de Jalón, 1982; García de Jalón y González del Tánago, 1986; Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988; Palau, 1990; Cirujano *et al.*, 1992; Casado y Montes, 1995; CEDEX, 1995; Lop, 1996; Montes, 1997; Munné *et al.*, 1998). En la actualidad, las valoraciones basadas en poblaciones o comunidades biológicas han adquirido un importante incremento debido al interés social y científico en el conocimiento y la conservación de la diversidad biológica (MMA, 1999).

Aunque los macroinvertebrados bentónicos han sido los organismos más utilizados (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988; Palau, 1990; CEDEX, 1995; Rueda *et al.*, 1998), el uso de los vertebrados como indicadores es cada vez más frecuente (Amat *et al.*, 1985; Ballarín, 1985; Ormerod & Tyler, 1987; Doadrio *et al.*, 1991; González, 1991; Robledano *et al.*, 1992; Vega, 1996; Paillisson *et al.*, 2002). Muchos de estos organismos presentan la ventaja de que son ya de por sí objeto de amplio seguimiento dada la escasez y el mal estado de conservación de sus poblaciones (Delibes, 1990; Doadrio, 1991; González, 1991; Blanco y González, 1992; Kingsford, 1999; Rodríguez Alonso *et al.*, 2003). Pero lo que más ha generalizado su uso como indicadores de cambios ambientales ha sido la percepción favorable que tiene la gente de muchos de ellos (Sarrazin & Barbault, 1996; Alonso, 1997), como es el caso de las aves acuáticas.

Probablemente, ningún grupo taxonómico ha sido más utilizado que las aves para justificar la protección de los ecosistemas acuáticos (Amat *et al.*, 1985; Ballarín, 1985; Robledano *et al.*, 1992; Montes, 1997; Akinsola *et al.*, 2000; Rodríguez Alonso *et al.*, 2003). En el ámbito de la Unión Europea, el gran número de ellas que están consideradas

como amenazadas –más de un centenar (Vessen *et al.*, 1997)– ha contribuido en gran medida a ello.

Las aves acuáticas son un grupo muy diversificado, que ocupa una gran variedad de hábitat. Su vistosidad hace que no pasen desapercibidas para nadie, y son un excelente escaparate para promover actitudes sociales favorables a la conservación. No es de extrañar que exista un convenio internacional específico para la protección de humedales, dirigido principalmente a la conservación de las aves acuáticas –Convención Ramsar–. Este convenio les confiere una gran importancia como indicadoras de valores naturalísticos, productivos y funcionales (UNESCO, 1971), lo que les ha forjado un marcado carácter de “especies bandera” de la conservación de los humedales –en especial las anátidas y los gansos (Guillemain *et al.*, 2002a,b)–.

Según Weller (1995), el uso de las aves acuáticas como bioindicadores se justifica por diversas razones, entre ellas:

- Se trata de un grupo taxonómico regularmente censado y del que se dispone de abundante información.
- Su presencia y diversidad han sido utilizadas como una medida de la “integridad biológica de los ecosistemas”, y algunos grupos han demostrado su rápida respuesta a diversas intervenciones humanas.
- Otros grupos taxonómicos de interés indicador en los ecosistemas acuáticos (peces e invertebrados, principalmente) son más difíciles de registrar y la información que ofrecen se correlaciona bien con la de las aves acuáticas (ver también para el caso de la vegetación acuática Noordhuis *et al.* (2002)).
- Variaciones en las comunidades o gremios de aves acuáticas se asocian a cambios en los ecosistemas.
- Debido al marcado carácter migratorio de muchas de sus especies y a su capacidad de desplazamiento son buenas indicadoras a una escala de paisaje.
- El interés de la sociedad hacia este grupo es grande, lo que facilita la medición y vigilancia ambiental.

- Las aves acuáticas responden con predecibilidad a cambios en los hábitat y en las fuentes de alimentación.

Las aves acuáticas son una de las comunidades orníticas más estudiadas y que mayor interés científico ha despertado, lo que ha llevado a reunir gran cantidad de información científica, descriptiva y técnica orientada a la gestión y a la conservación de sus poblaciones y de sus hábitat (Robledano *et al.*, 1992). Su carácter migratorio transfronterizo ha fomentado la firma de convenios y de una normativa internacional para su conservación y estudio: Convención Ramsar, antes comentada, y el Convenio de Bonn, entre otros (UNESCO, 1971; Blanco y González, 1992). El *International Waterfowl Research Bureau* promueve desde hace años censos periódicos invernales de sus poblaciones (Ena y Purroy, 1983), lo que ha generado un volumen considerable de datos. A pesar de ello, existen pocos trabajos que realicen un seguimiento anual completo de estas comunidades de aves.

Otra causa del interés despertado por las aves acuáticas es su asociación a hábitat muy amenazados (Catalan *et al.*, 1972; Montes *et al.*, 1987; García-Redondo, 1995; Ibero *et al.*, 1996; Vessen *et al.*, 1997). Además, su valor cinegético, especialmente de las anátidas, obliga a las administraciones e instituciones conservacionistas nacionales a realizar un control periódico de sus poblaciones (Peris, 1983; SEO/BirdLife, 1994, 1995, 1998a; Rodríguez Alonso *et al.*, 2003; Stevens *et al.*, 2003). Las altas densidades alcanzadas en algunas zonas de España –más de 220.000 patos y ánsares invernantes en las Marismas del Guadalquivir durante el año 1986 (Dolz y Gómez, 1988)– también ha favorecido su estudio.

I.3.2. Los estudios de aves acuáticas en España

Los estudios sobre comunidades de aves acuáticas en España se iniciaron recientemente. Cabe destacar los desarrollados en los años ochenta por J.A. Amat en el sur de España (Amat, 1981, 1982, 1984a,b,c). En España son, por lo general, escasos y pocos se abordan desde una óptica ecosistémica, aunque en el norte y Centroeuropa se han publicado gran cantidad de trabajos científicos sobre comunidades de aves acuáticas.

En general, existe abundante bibliografía sobre la autoecología de estas aves, centrada en aspectos de su biología reproductiva (Amat, 1982; Cuevas, 1997; Blanco *et al.*, 1996), el uso del hábitat y el acceso a los recursos (Nudds, 1983; Pöysä, 1983a; Nummi & Pöysä, 1993; Green, 1998a), migraciones, distribución y patrones espacio-temporales (Marchant & Hyde, 1979, 1980; Amat, 1981; Hernández y Velasco, 1990; Robledano *et al.*, 1992; Velasco, 1992a,b; Olivero *et al.*, 1998; SEO/BirdLife, 1999; Rodríguez Alonso *et al.*, 2003), en diferencias tróficas intra e interespecíficas (Pérez-Hurtado y Hortas, 1993) y en ritmos de actividad diaria (Leiva, 1991).

La mayor parte de los estudios en España se plantean desde una perspectiva descriptiva o se refieren a estaciones determinadas del ciclo anual. No obstante, aportan valiosa información para la conservación de las especies y para la gestión o restauración de los humedales (Asensio *et al.*, 1986; Castro Nogueira *et al.*, 1995). Recientemente, los trabajos ecológicos en aves acuáticas se han orientado hacia la detección de patrones de comportamiento y de distribución espacio-temporal (Green *et al.*, 1999; Hötter, 1999). Dentro de esta línea de estudio se encuadra este trabajo.

La mayoría de los trabajos de aves acuáticas se han realizado en ecosistemas con aguas de tipo lénticas, tanto naturales –marismas, lagos o lagunas–, como artificiales –embalses, salinas, arrozales o estanques para cultivos piscícolas– (Pöysä, 1983a,b; Robledano *et al.*, 1992; Pérez-Hurtado y Hortas, 1993; González-Martín y Ruiz, 1994; Hoffmann *et al.*, 1996; Bélanger *et al.*, 1998; Day & Colwell, 1998; Gawlik *et al.*, 1998). Las elevadas concentraciones de aves acuáticas encontradas en estas extensas masas de agua facilita mucho la realización de los estudios, sin necesidad de hacer largos y exhaustivos muestreos de campo, como suele suceder en el caso de los ríos (Marchant & Hyde, 1979, 1980; Ormerod *et al.*, 1985; Velasco, 1992a,b; Blanco *et al.*, 1996; Cuevas, 1997). Esta circunstancia ha podido condicionar el escaso conocimiento de la ecología y de comportamiento de las aves acuáticas de ecosistemas fluviales, conocimiento que por lo general resulta además muy parcial y, como ya se ha comentado, de marcado enfoque autoecológico.

Dentro de la extensa tipología de humedales, tal vez los de carácter costero han sido los mejor estudiados con relación a las aves acuáticas. Ésto ha podido condicionar una

menor atención hacia la presencia de estas aves en ríos y humedales interiores de menor entidad (Casado y Montes, 1991; Merendino & Ankney 1994). En general, se tiende a pensar que las aves acuáticas son escasas en estos tipos de ecosistemas, idea equivocada en muchos casos (Peris, 1983; Acha y Velasco, 1992; Blanco *et al.*, 1996; Cuevas, 1997; Stevens *et al.*, 2003). La capacidad de vuelo de las aves les permite explotar eficazmente recursos estacionales, a través de un cierto nomadeo (Nudds, 1983), y con ello la posibilidad de utilizar temporalmente los ríos, considerados en principio medios menos favorables para la alimentación (Amat, 1984a; Acha y Velasco, 1992). Amezaga *et al.* (2002) defienden la importancia de proteger los humedales continentales en las políticas de conservación con el fin de favorecer la conectividad de estos ecosistemas. Marcos *et al.* (1995) señalan la importancia de ampliar el conocimiento de la migración de las aves limícolas a través de aguas interiores, como ríos y lagunas. Las aves acuáticas pueden considerarse valiosos indicadores del estrés antrópico y de cambios ambientales de estos ecosistemas (Ormerod *et al.*, 1985; Ormerod & Tyler, 1987; Biondi *et al.*, 1993; Cuevas, 1997). También pueden ayudar a comprender aspectos de la zonación del territorio (Roché, 1989, 1993; Roché & Frochot, 1993).

Son varios los estudios que pretenden valorar los humedales españoles a través de la avifauna (Amat *et al.*, 1985; Ballarín, 1985; Molina Vázquez *et al.*, 1987; Leiva *et al.*, 1989a). La percepción favorable que el hombre tiene de estas especies les ha convertido en protagonistas de la conservación de muchas zonas húmedas. Este protagonismo no siempre ha contribuido a la conservación y en muchos casos ha desviado la atención de enfoques más ecosistémicos (Montes *et al.*, 1998). Los primeros trabajos resultaron ser muy descriptivos. Basaban sus conclusiones en los niveles de riqueza de especies y de amenaza de las aves presentes. Sólo recientemente los estudios de valoración de zonas húmedas incorporan aspectos funcionales (Casado y Montes, 1991).

I.3.3. Los estudios de aves acuáticas en ríos

Los estudios científicos sobre ecosistemas fluviales y sus comunidades faunísticas

en el ámbito mediterráneo son escasos si los comparamos con los abordados en otras latitudes más septentrionales (Marchant & Hyde, 1979, 1980; Round & Moss, 1984; Ormerod *et al.*, 1985; Ormerod & Tyler, 1987; Roché, 1989; Roché & Frochot, 1993).

Los ríos son sistemas abiertos de gran complejidad, que cambian en el tiempo y en el espacio y cuya dinámica varía a lo largo de su curso (Roché, 1989, 1993; Sterling, 1990, 1996; Roché & Frochot, 1993). El concepto de “*River Continuum Concept*” (Vannote *et al.*, 1980), pretende teorizar sobre el funcionamiento de estos ecosistemas desde un punto de vista ecológico. El concepto de continuidad fluvial se apoya en la hipótesis de que las características fisicoquímicas y biológicas de un río inalterado varían a lo largo de su recorrido siguiendo unos gradientes predecibles (Sabater *et al.*, 1993). De esta manera, las comunidades acuáticas (p. ej. fauna piscícola) se enriquecen de forma gradual a lo largo del discurrir del río, existiendo un máximo de especies en sus cursos medios. Esta teoría presenta múltiples reservas, lo que no ha permitido su completo reconocimiento. Por ejemplo, el régimen fluctuante típico de regiones mediterráneas favorece la presencia de numerosos microhábitat aislados que llegan a introducir una elevada heterogeneidad en el sistema fluvial (Carmona *et al.*, 1999).

Buena parte de los estudios de ecología fluvial se han centrado en los tramos fluviales medios y altos, analizando diferentes características de los ríos: morfometría, fisicoquímica, comunidades bentónicas y producción primaria o secundaria (Monzón, 1986; Montes *et al.*, 1987; Sterling, 1990; Hidalgo y García-Avilés, 1998). Menos frecuentes han sido los trabajos en tramos bajos, en donde se encuentran mejor representadas las comunidades de aves acuáticas (Velasco, 1992a; SEO/BirdLife, 1995; Blanco *et al.*, 1996; Cuevas, 1997).

Desde el punto de vista de las aves acuáticas, los ecosistemas fluviales ofrecen una gran variedad de hábitat dada su heterogeneidad espacial (Roché, 1989, 1993; Roché & Frochot, 1993; Ibero *et al.*, 1996; Buckton & Ormerod, 2002). Ello responde a la gran variedad de situaciones topográficas, edáficas, de vegetación, litológicas, hidrogeológicas y de uso humano a lo largo de su recorrido (Sterling, 1990, 1996; Roché, 1993). Entre la amplia variedad de parámetros ambientales que perfilan los ecosistemas fluviales, Cuplin (1986) destaca el caudal, sección transversal y estabilidad del cauce, vegetación de ribera,

presencia de remansos y rápidos, granulometría de los lechos, anchura y profundidad del cauce, pendiente y fisicoquímica de las aguas. Esta diversidad ambiental genera una gran oferta de nichos que son ocupados por distintas comunidades de aves acuáticas durante las diferentes fases de sus ciclos vitales. El resultado es que un mismo tramo fluvial puede atraer y mantener multitud de especies de aves –láridos, limícolas, anátidas, garzas, rálidos, somormujos– con requerimientos ambientales muy diferentes (Marchant & Hyde, 1979, 1980; Round & Moss, 1984; Velasco, 1992a,b; SEO/BirdLife, 1995; Blanco *et al.*, 1996; Halse *et al.*, 1996; Johnson *et al.*, 1996; Cuevas, 1997). Esta circunstancia es mucho menos acusada en los ecosistemas lénticos, que por lo general presentan una mayor uniformidad espacial y temporal, lo que maximiza la acogida de especies o grupos de especies concretos. Por ejemplo, humedales de aguas someras atraen con preferencia a especies limícolas, humedales de aguas más profundas a ciertas especies de anátidas y somormujos y humedales con abundante vegetación helófito y riparia a especies del tipo de rálidos y ciertas ardeidas.

Los ríos también son considerados como potenciales corredores de migración (Rolfe, 1966; Velasco, 1992a; 1992b; Hill, 1993; Colmenares *et al.* 1994) para las aves, sobre todo para las acuáticas. La importancia de la conectividad en la conservación de la biodiversidad comienza a ser un aspecto de importancia, aunque su conocimiento en ambientes húmedos es actualmente muy escaso (Haig *et al.*, 1998; Múgica de la Guerra *et al.*, 2002). Entre los gestores de la CM ha aumentado el interés por la conservación de los corredores ecológicos (Figura I. 2), lo que seguramente permitirá mejorar la conexión entre los espacios protegidos propuestos en la red europea de conservación: Red Natura 2000 (Troumbis *et al.*, 1995; De Lucio *et al.*, 1997).

Los ríos pueden constituir también importantes núcleos de reproducción de aves en regiones donde la superficie óptima de humedales para tal fin es relativamente baja, dispersándose las aves por carrizales y otras formaciones vegetales asociadas a los ríos (Hernández y Fernández, 1991; SEO/BirdLife, 1995; Blanco *et al.*, 1996).

A pesar de lo anterior, el conocimiento sobre la ecología de comunidades faunísticas en ríos se concentra sobre todo en el estudio de comunidades no orníticas como

macroinvertebrados, artrópodos, anfibios, peces o mamíferos acuáticos (González del Tánago *et al.*, 1979; García de Jalón y González del Tánago, 1986; Montes *et al.*, 1987; Delibes, 1990; Máñez *et al.*, 1990; Doadrio *et al.*, 1991; CEDEX, 1995; Elvira, 1995; Rueda *et al.*, 1998; Vargas *et al.*, 1998; Carmona *et al.*, 1999; Prenda y López, 1999). Los escasos trabajos científicos publicados sobre las aves acuáticas en ríos españoles son en su mayoría estudios monoespecíficos o de grupos taxonómicos muy concretos, que apenas incorporan análisis de la estructura y dinámica de sus comunidades.

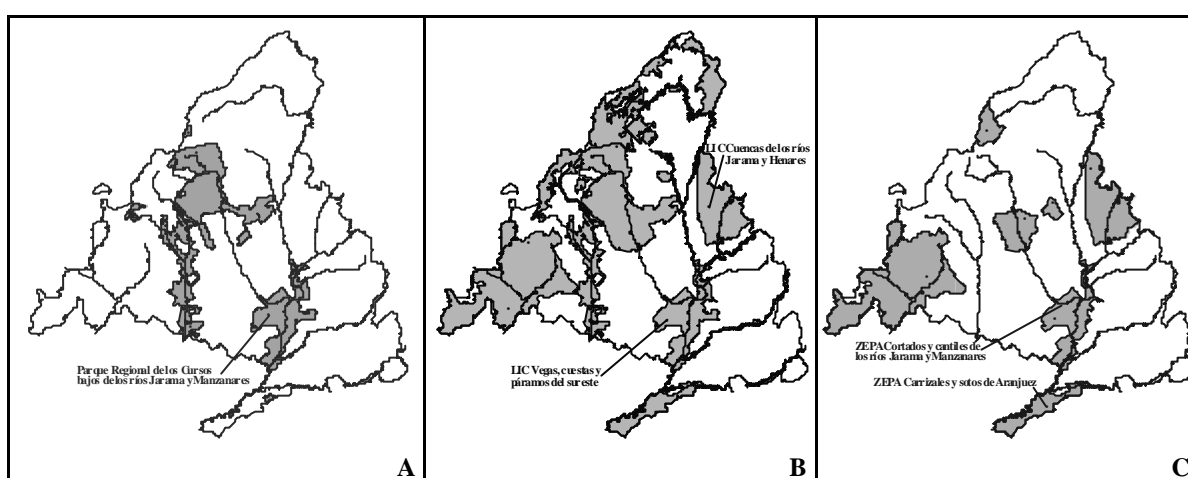


Figura I. 2. A) Red de Espacios Naturales Protegidos en la Comunidad de Madrid (CM), B) propuesta de Lugares de Importancia Comunitaria –LIC– (Red Natura 2000) en la CM y C) red de Zonas de Especial Protección Para las Aves –ZEPA– (Red Natura 2000) en la CM. (Se muestra sobreimpresa la red fluvial y se rotulan aquellos espacios protegidos que incluyen la zona de estudio).

Los escasos estudios que con una óptica ecosistémica abordan la avifauna asociada a los ríos se han referido sobre todo a las aves forestales vinculadas al sotobosque de ribera (Bayo, 1985, 1991a,b; Sterling, 1990, 1996; Sánchez-Polaina y Obregón, 1992; SEO/BirdLife, 1996). Existen, sin embargo, trabajos que inciden sobre la especialización de las aves en la ocupación de los sistemas ribereños. Entre ellos destaca el estudio de Buckton & Ormerod, 2002 donde realizan una revisión de las aves especializadas en la ocupación de estos ecosistemas a escala mundial y mencionan un total de 60 taxones.

En el caso concreto de la cuenca media del río Tajo se conocen aspectos puntuales de las aves acuáticas, como por ejemplo la migración e invernada de limícolas (Velasco, 1992a,b), la dispersión de poblaciones del cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*)

(Blanco *et al.*, 1994) y de calamón común (*Porphyrio porphyrio*) (Molina y De la Puente, 1999), la reproducción en fochas y anátidas (Blanco *et al.*, 1996; Cuevas, 1997) y la composición y ecología de las comunidades de aves en sotos fluviales (Montes *et al.*, 1987; Sterling, 1990; Molina, 1997).

Sin embargo, en la cuenca del río Tajo destacan dos trabajos por el enfoque integrador con el que estudian el ecosistema fluvial: uno del río Manzanares –tramos altos y medios– (Montes *et al.*, 1987) y otro del río Guadarrama (Sterling, 1990). Estos trabajos, aunque estudian ríos o tramos de reducido caudal poco propicios para el desarrollo de una comunidad bien estructurada de aves acuáticas, aportan un enfoque ecosistémico al conocimiento del funcionamiento de los ríos. Ambas publicaciones aportan importantes resultados científicos y aplicados a la gestión y a la conservación de los ecosistemas fluviales, y sobre su funcionalidad, abarcando tanto un marco físico –climático, fisiográfico, morfológico, hidrológico– como faunístico y botánico. Exploran profundamente, a través de técnicas multivariantes, los principales gradientes ambientales (altitudinal, estructural y microclimático) y los relacionan con las comunidades de aves, artrópodos (lepidópteros), mamíferos y algunas formaciones vegetales. Sterling (1990) analiza las condiciones microclimáticas que ofrecen los sotos y los ríos, y su efecto sobre la riqueza de especies respecto a los medios terrestres adyacentes. Cabe resaltar el hecho importante de que ambos trabajos integran en el estudio y en sus conclusiones el factor humano, proponiendo pautas necesarias para la gestión integrada de los ecosistemas, en especial de su funcionalidad.

A pesar de estos trabajos, existen no obstante importantes lagunas en el conocimiento de la ecología y de la biología de las comunidades de aves acuáticas asociadas a ríos. Destaca la escasa información sobre la importancia de estos ecosistemas en la distribución y dispersión de estas aves en un paso migratorio tan importante como el territorio español (Tellería, 1988; De la Puente *et al.*, 1999). En la actualidad, no se ha publicado ningún trabajo amplio sobre las comunidades de aves acuáticas fluviales que, con un enfoque ecosistémico, contemple un ciclo anual completo.

II. Área de estudio y métodos de muestreo

II.1. Descripción de la zona de estudio

La zona de estudio se ubica dentro de los límites de la Cuenca Hidrográfica del Tajo, una de las más extensas de la Península Ibérica –54.769 km²– (Ibero *et al.*, 1996; Carmona *et al.*, 1999). El estudio se centra en un área situada en el tramo medio–alto de esta cuenca hidrográfica (Figura II. 1), dentro de los subsistemas de explotación de recursos hidráulicos 1.3 (Henares), 1.4 (Jarama–Guadarrama) y 1.6 (Tajo medio) del Plan Hidrológico del Tajo (CHT, 1997), y de la subunidad morfoestructural de la depresión del Tajo denominada *Cuenca de Madrid* (Delgado, 1986; Molina, 1997). La Cuenca de Madrid se trata de una depresión tectónica colmatada por sedimentos detríticos terciarios y cuaternarios (arenas, arcillas y limos) procedentes de la erosión de los materiales de los sistemas montañosos que lo delimitan por el norte –Sistema Central (Sierras de Gredos y Guadarrama)– y por el sur –Montes de Toledo y Sierra de Altomira– (Herrera Moreno, 1981, 1987).

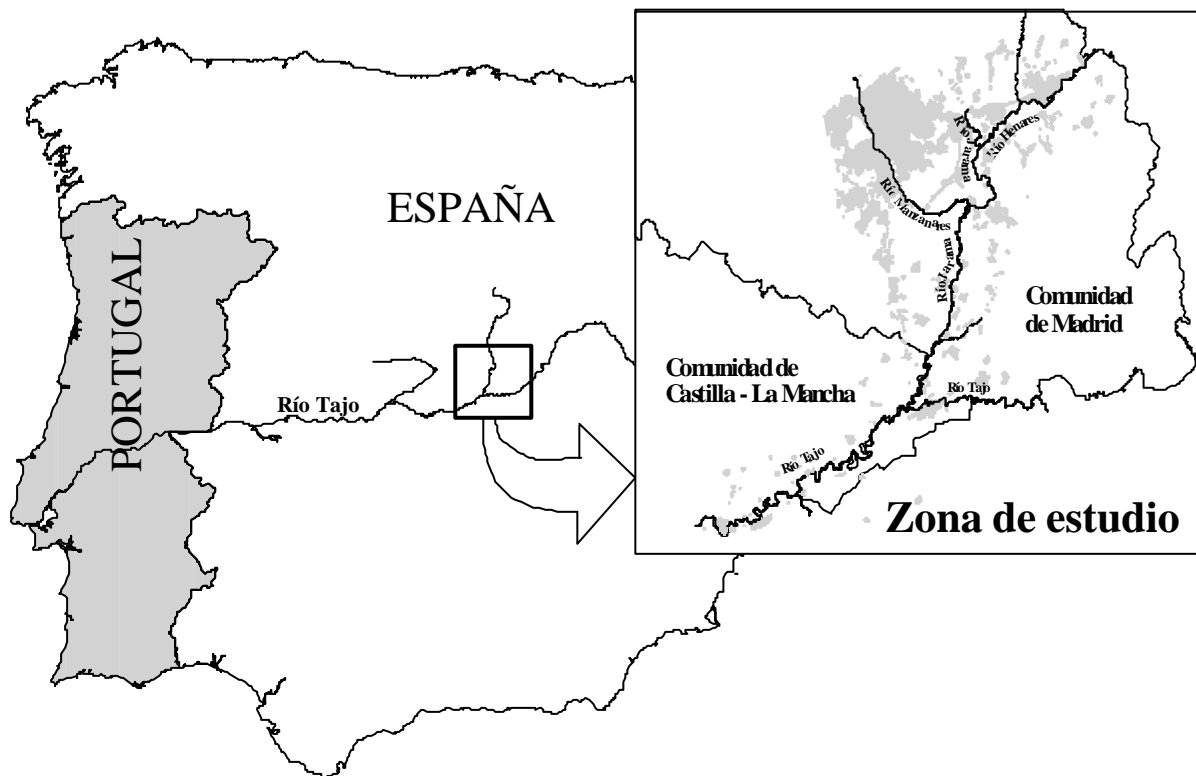


Figura II. 1. Localización geográfica general de la zona de estudio en el ámbito de la Península Ibérica.

Dentro de la Cuenca de Madrid, el estudio se focaliza en cuatro cursos fluviales que corresponden a los ríos Tajo, Jarama, Manzanares y Henares. Administrativamente, estos cursos fluviales atraviesan dos Comunidades Autónomas –Madrid y Castilla–La Mancha– y varios términos municipales. La Tabla II. 1 muestra las unidades fluviales estudiadas, cuya longitud total suma 190,43 km. Por unidades fluviales entendemos la totalidad de los cursos bajos y medios de los ríos indicados

Tabla II. 1. Unidades fluviales estudiadas. Se especifica la longitud total de cada unidad y de la muestreada en el estudio.

Delimitación de las unidades fluviales	Longitud total de la unidad (km)	Longitud muestreada (km)
Río Henares (desde su entrada a la CM hasta su confluencia con el río Jarama)	35,75	11,5
Río Manzanares (desde la salida del Municipio de Madrid hasta su confluencia con el río Jarama)	17,35	2,5
Río Jarama (desde su confluencia con el río Henares hasta su confluencia con el río Tajo)	65,41	28,5
Río Tajo (desde su confluencia con el río Jarama hasta pasada la ciudad de Toledo)	71,92	40,5
Totales	190,43	83,00

En las unidades fluviales anteriores se seleccionaron un total de 39 tramos fluviales de diferente longitud, que se distribuyeron entre las cuatro unidades fluviales de acuerdo a la longitud de éstas (Tabla II. 2 y Figura II. 2). La longitud muestreada de todos los tramos fluviales suma 83 km, lo que representa un 43,6% de la longitud total de las unidades fluviales.

Se seleccionaron únicamente aquellos ríos que potencialmente pudieran acoger comunidades de aves acuáticas numerosas. Se evitó considerar otros cursos fluviales cuyos caudales no fueron suficientes para la existencia de una comunidad diversa de aves de estas

características como son el Alberche, Guadarrama, Tajuña o Algodor (Blanco *et al.*, 1996; Cuevas, 1997).



Figura II. 2. Localización y códigos de los 39 tramos fluviales muestreados (ver detalles en la Tabla II. 2).

Tabla II. 2. Relación de los tramos fluviales censados, indicando el código y topónimos utilizados, longitud en kilómetros y coordenadas U.T.M.

Cód. Tramo	Río	Toponimia del Tramo	km	U.T.M. inicio-fin de tramos
H01	Henares	La Oruga	3,5	30TVK740848–30TVK718834
H02	Henares	El Val	1,5	30TVK717827–30TVK705184
H03	Henares	Nueva Alcalá	2,0	30TVK705814–30TVK695807
H04	Henares	El Gerafin	2,5	30TVK678801–30TVK658798
H05	Henares	Soto Espinillos	2,0	30TVK649799–30TVK639784
<i>Subtotal en el río Henares 11,5</i>				
M01	Manzanares	Casa Eulogio	1,0	30TVK525637–30TVK531644
M02	Manzanares	Rivas Vaciamadrid	1,5	30TVK549646–30TVK553637
<i>Subtotal en el río Manzanares 2,5</i>				
J01	Jarama	Puente de Arganda	4,5	30TVK589643–30TVK556633
J02	Jarama	Confluencia Jarama–Manzanares	3,5	30TVK555629–30TVK539604
J03	Jarama	Puente del Pindoque	4,0	30TVK535591–30TVK535557
J04	Jarama	San Martín de la Vega	7,0	30TVK537548–30TVK525492
J05	Jarama	Titulcia	3,0	30TVK519451–30TVK504424
J06	Jarama	Ciempozuelos	2,5	30TVK491415–30TVK482400
J07	Jarama	Puente Largo	2,0	30TVK483386–30TVK482373
J08	Jarama	Soto Tardío	2,0	30TVK469352–30TVK468341
<i>Subtotal en el río Jarama 28,5</i>				
T01	Tajo	Confluencia Tajo–Jarama	1,0	30TVK447323–30TVK444315
T02	Tajo	Valdebajares	2,5	30TVK409297–30TVK397296
T03	Tajo	Puente la Barca	1,5	30TVK389286–30TVK382277
T04	Tajo	Infantas	1,0	30TVK382272–30TVK384261
T05	Tajo	Casa Jorge	1,0	30TVK376261–30SVK373251
T06	Tajo	Puente Añover	1,5	30SVK375241–30SVK362241
T07	Tajo	Vega Vieja	2,5	30SVK360242–30SVK347243
T08	Tajo	Casa Barciles	1,5	30SVK335235–30SVK330227
T09	Tajo	Barciles Bajo	1,0	30SVK317227–30SVK313234
T10	Tajo	Los Arenales	1,5	30SVK313233–30SVK304227
T11	Tajo	Casa Cisneros	1,0	30SVK293215–30SVK294207
T12	Tajo	Aceca	3,0	30SVK285219–30SVK259209
T13	Tajo	Algodor	3,0	30SVK255199–30SVK244180
T14	Tajo	Molino de Higuera (Toledo)	2,0	30SVK217186–30SVK219173
T15	Tajo	Higuera–La Isla (Toledo)	1,0	30SVK216168–30SVK208167
T16	Tajo	Azud de Higuera (Toledo)	2,0	30SVK203170–30SVK195171
T17	Tajo	Casas de Indiana (Toledo)	2,0	30SVK199164–30SVK185160
T18	Tajo	Caserío del Cercado (Toledo)	1,5	30SVK183161–30SVK178156
T19	Tajo	Calabazas Bajas (Toledo)	1,0	30SVK187146–30SVK178144
T20	Tajo	Azucaica (Toledo)	1,5	30SVK166143–30SVK159146
T21	Tajo	Huerta del Ingeniero (Toledo)	1,0	30SVK157142–30SVK148145
T22	Tajo	Puente Safont–Casa Zapatero (Toledo)	2,5	30SVK145135–30SVK131131
T23	Tajo	Puente La Cava (Toledo)	2,0	30SVK116125–30SVK107134
T24	Tajo	Vistahermosa (Toledo)	2,0	30SVK107141–30SVK098147
<i>Subtotal en el río Tajo 40,5</i>				
<i>Todos los tramos 83,0</i>				

II.1.1. Clima

II.1.1.1. Macroclima

A grandes rasgos, se puede describir el clima de la cuenca media del río Tajo como mediterráneo de tipo semiárido–seco, con importantes fluctuaciones de temperatura debidas a un marcado carácter de continentalidad (Peinado y Rivas Martínez, 1987; De la Cruz, 1994; Molina, 1997). Esta situación de aridez concede a los ecosistemas acuáticos contemplados un valor añadido por su singularidad ecológica y ambiental (Sterling, 1990). La estacionalidad influye de forma decisiva en la presencia de determinadas especies de aves acuáticas y en la estructura de las comunidades que pueblan estos ambientes (Amat, 1984a; Velasco, 1992a; Sabater *et al.*, 1993).

Tres de las cuatro estaciones meteorológicas consultadas y situadas en el área de estudio (Figura II. 3), quedan incluidas en el rango ombroclimático seco (INM, 1997) con precipitaciones medias anuales entre 350 y 600 mm. La estación Toledo–Buenavista se encuadra en el ombroclima semiárido, con precipitaciones medias anuales más escasas y comprendidas entre los 200 y 350 mm. Bioclimáticamente, la mayor parte del territorio de estudio pertenece al piso mesomediterráneo, caracterizado por una temperatura media anual entre 13° y 17°C, una temperatura media de las mínimas del mes más frío entre -1° y 4°C, una temperatura media de las máximas del mes más frío entre 9° y 14°C y un índice de termicidad entre 210 y 350 (Peinado y Rivas–Martínez, 1987; De la Cruz, 1994; Molina, 1997).

Aunque la diferencia ombrotérmica debida al gradiente altitudinal del macizo guadarrámico y de Somosierra es importante en la región central de España (Montes *et al.*, 1987; Sterling, 1990), esta dimensión no está bien representada en la zona concreta del estudio, dado que la variación altitudinal es escasa en los tramos medios de los ríos considerados.

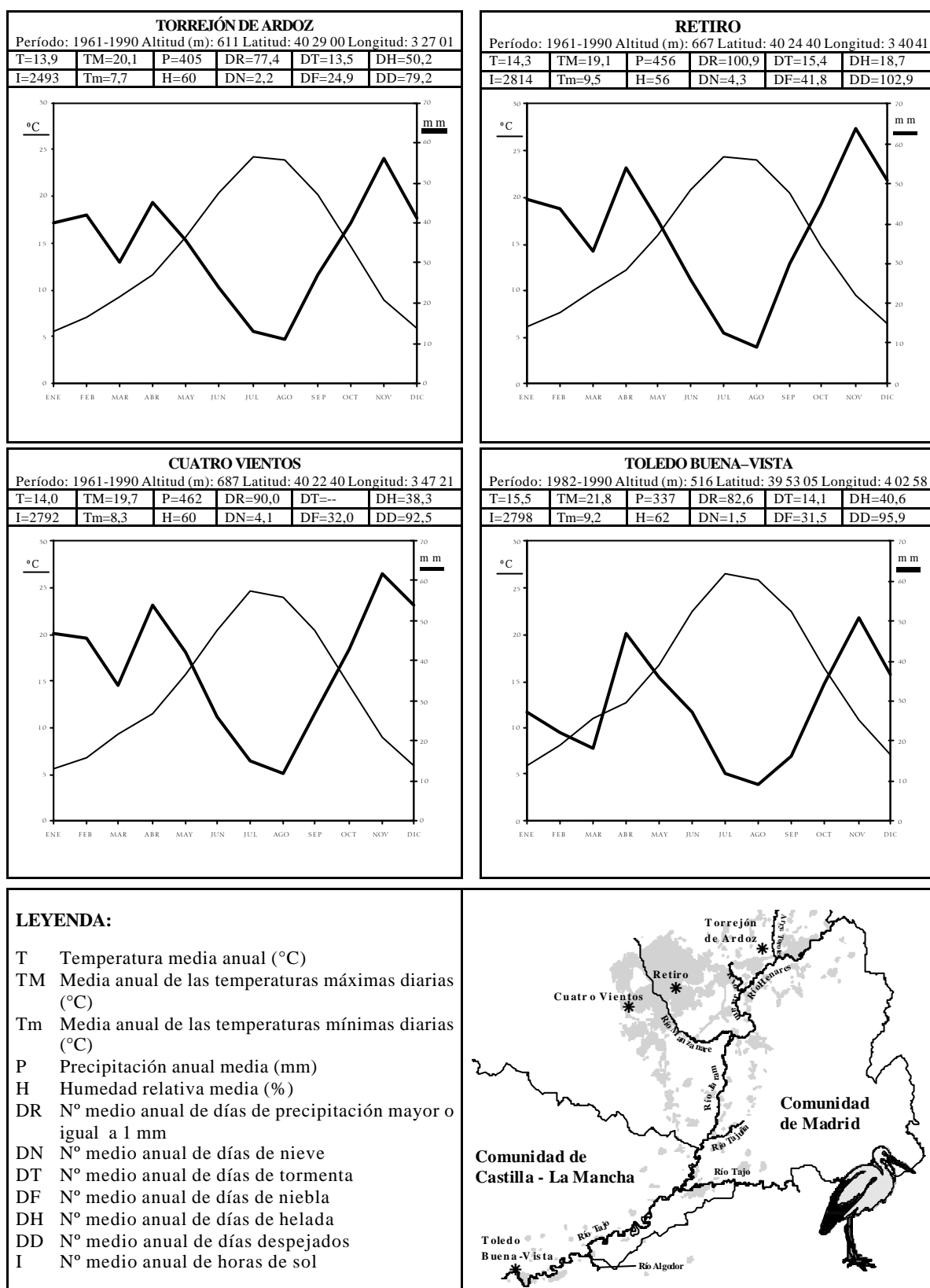


Figura II. 3. Diagramas termopluviométricos y localización de las estaciones meteorológicas utilizadas para la caracterización macroclimática de la zona de estudio.

II.1.1.2. Microclima fluvial

Las variaciones microclimáticas registradas por diferentes autores en ríos son las debidas sobre todo al tipo y estructura de la cubierta vegetal asociada a los cursos fluviales (Jorde *et al.*, 1984; Sterling, 1990; Costa Tenorio *et al.*, 1998). Una vegetación de ribera en buen estado de conservación, con toda su complejidad estructural intacta, permite amortiguar algunas condiciones climáticas extremas, especialmente la humedad ambiental, las temperaturas y los vientos dominantes (Pusey & Arthington, 2003). Sterling (1990) aborda un estudio completo de las variaciones microclimáticas asociadas a sotos fluviales en el río Guadarrama. Este trabajo registra diferencias de temperatura y humedad ambiental dentro y fuera de los sotos fluviales a lo largo del ciclo diario y de un gradiente altitudinal. La temperatura del aire es menor (entre 1 y 7,5°C) dentro de los sotos fluviales respecto a la situación térmica circundante, mientras que la humedad relativa es mayor dentro. Las diferencias térmicas y de humedad relativa son explicadas por la elevada evapotranspiración que ocasionan las especies freatofíticas dominantes en este tipo de ambientes húmedos (ver también González Bernáldez *et al.*, 1985). Según Sterling, la diferencia de temperatura dentro y fuera de los sotos se incrementa a medida que se descende en altitud. De acuerdo a sus resultados, cabe esperar, siempre y cuando se mantenga el sotobosque bien conservado, que estas diferencias de temperatura dentro y fuera de los sotos sean importantes en nuestra zona de estudio dada su baja altitud.

Por otro lado, Jorde *et al.* (1984) registran en *Platte River* (Nebraska), en un clima más frío que el mediterráneo, variaciones microclimáticas diferentes a las observadas por Sterling (1990). Estos autores documentan temperaturas más calurosas en el río (-24,4 a 20,0°C) frente a las temperaturas del ambiente adyacente (-26,7 a 12,2°C). Esta situación favorecería la optimización energética de la avifauna acuática frente a ecosistemas acuáticos más artificiales y fríos como los canales fluviales, donde las pérdidas térmicas corporales serían mayores.

En cualquier caso, se puede considerar que los ecosistemas fluviales actúan como sistemas termorreguladores frente a situaciones climáticas extremas del ambiente circundante. Esto parece favorecer la acogida de especies animales y vegetales diferentes a las predominantes en el entorno (Blanco *et al.*, 1996; Costa Tenorio *et al.*, 1998).

Un factor microclimático poco considerado en los sotos, aunque señalado en algunos trabajos (Sterling, 1990), es el efecto de refugio frente al viento de la vegetación. La exposición a fuertes vientos en zonas húmedas despejadas, como el caso de grandes lagos y lagunas, provoca importantes desventajas de termorregulación a las aves acuáticas que hace que aumenten sus demandas energéticas (Green *et al.*, 1999), a la vez que dificulta su alimentación (Kelly *et al.*, 2002 y bibliografía citada). En este sentido, los tramos fluviales resguardados de fuertes vientos pueden representar un abrigo para las comunidades de aves acuáticas. Tramos con un sotobosque bien conservado podrían atraer importantes cantidades de aves acuáticas durante períodos fríos invernales.

Estas variaciones microclimáticas son un importante reclamo para las aves acuáticas en ambientes semiáridos y secos, como es el caso de la cuenca media del río Tajo, especialmente durante períodos calurosos y de sequía (mayo–octubre). Ofrecen zonas resguardadas, frescas y de sombra, con una elevada humedad ambiental y una alta productividad.

II.1.2. Geología y litología

Los tramos fluviales muestreados se localizan mayoritariamente sobre materiales cuaternarios, terciarios miocénicos y pliocénicos del tipo yesos, arcillas, margas, calizas dolomíticas y rañas de la depresión del Tajo (IGME, 1980; Comunidad de Madrid, 1986; Herrera Moreno, 1981, 1987; Molina, 1997). Una excepción la constituye una banda gneísica de 70x10 km aproximadamente, con orientación este–oeste, localizada al sur de la capital de Toledo que es atravesada por unos 2,5 kilómetros del río Tajo, generando escarpes simétricos muy pronunciados.

Los materiales terciarios miocénicos presentan una disposición algo retirada respecto a los cauces fluviales. Aparecen sobre terrazas y aluviales y se estructuran en dos conjuntos principales: *Burdigaliense–Vindoboniense* y *Pontiense*, perfectamente datados todos ellos por la abundancia de restos vertebrados fósiles (IGME, 1980, 1986). En el conjunto *Burdigaliense–Vindoboniense* se reconocen diversos tipos, abarcando desde los evaporíticos (yesos, margas yesíferas, yesos sacaroideos blancos, rosados y marrones y margas yesíferas blancas y grises) a los detríticos. Estos últimos se caracterizan por

diferentes composiciones y estratigrafías y se dividen en tres facies principales: Facies Guadalajara, Facies Madrid y Facies Toledo. Por último, los materiales pliocénicos se encuentran individualizados y se caracterizan por coronar el mioceno en la Meseta de Ocaña, al sur-este de la zona estudiada (IGME, 1980, 1986). Entre estos materiales dominan las formaciones de rañas, caracterizadas por la presencia de arcillas rojizas con niveles de arenas y conglomerados finos ubicados sobre las calizas lacustres del pontiense (IGME, 1980).

Los sustratos cuaternarios más cercanos a los cauces se componen fundamentalmente de arcillas, limos, arenas y gravas cuarcíticas, aunque pueden registrarse en algunos casos depósitos eólicos de limos y cantos afacetados y eolizados (IGME, 1980; Molina, 1997). Estos materiales abarcan aluviales, coluviones y terrazas estructuradas en tres niveles básicos: terrazas altas del primer interglaciar (con fósiles de *Elephas antiquus platyrhincus*, *Rhinocerus merckii*), terrazas medias del segundo interglaciar (con fósiles de *Elephas antiquus*, *Rhinocerus merckii* y presencia de sedimentos eólicos) y terrazas bajas del tercer interglaciar (con fósiles de *Elephas primigenius* y presencia de sedimentos eólicos).

La zona con una mayor amplitud de terrazas se localiza en el curso medio-bajo del río Henares, donde los tres niveles de terrazas en su margen derecho se extienden por una banda que en algunos puntos supera los 10 kilómetros (Comunidad de Madrid, 1986). Esta planicie ha favorecido el asentamiento de importantes núcleos urbanos en este margen del río Henares, como es el caso de Alcalá de Henares o Torrejón de Ardoz. En el margen izquierdo de este mismo río la situación es bien distinta. Las terrazas son más estrechas, se limitan a la llanura de inundación, y se encuentran flanqueadas por escarpes pronunciados –de hasta 30 m de altura– compuestos por arcillas marrones y arenas finas micáceas grises verdosas, todas ellas pertenecientes a la Facies Guadalajara (ITGE, 1996). Muchos de estos materiales arcillosos son explotados industrialmente.

A partir de la confluencia del río Henares con el Jarama se observa un cambio en la composición litológica y en la morfología de las terrazas y llanuras de inundación. La influencia arcillosa se hace menor. En este caso son yesos masivos y tableados los que circundan los materiales sedimentarios cuaternarios (IGME, 1980, 1986, 1988, 1989). La

llanura de inundación del río Jarama es más extensa que la del Henares, alcanzando su máximo desarrollo en el río Tajo (Comunidad de Madrid, 1986), sin embargo, las terrazas medias y altas son algo más estrechas. Esta amplia llanura de inundación, junto a la elevada potencia de los depósitos de arenas y gravas y a la gran actividad constructiva de Madrid y su área metropolitana (De Miguel y Díaz Pineda, 2003) han favorecido la implantación de gran cantidad de actividades extractivas de áridos que han generado un importante cambio morfológico del cauce y de la llanura de inundación del río Jarama (Montes, 1993; Roblas y García-Avilés, 1997; Pascual, 1998).

El río Manzanares fluye en su tramo bajo de forma semiencajada entre escarpes yesíferos, con sus depósitos cuaternarios muy estrechos (IGME, 1980, 1989; Comunidad de Madrid, 1986) y ocupados en gran parte por pastizales seminaturales.

De acuerdo a las unidades de integración geológica, la zona de estudio se encuadra en el ambiente denominado *La Depresión*, y dentro de éste, en el subambiente de *Valles* (IGME, 1988). Dentro del subambiente de *Valles*, se pueden distinguir cuatro sistemas: *Plataformas Estructurales*, *Vegas*, *Vertientes* y *Depresiones* (Tabla II. 3).

Las *Plataformas Estructurales* se localizan ligeramente por debajo del sistema de *Páramos* –sistema este último perteneciente al subambiente de *Altas Superficies*, también integrado en el ambiente de *La Depresión*–. Los usos dominantes en este sistema son los cultivos de secano combinados con bosquetes de vegetación natural de frondosas (principalmente encinares, coscojares y quejigares) y repoblaciones de coníferas.

Por debajo del sistema de *Plataformas Estructurales* se encuentran las *Vegas*, que están constituidas por áreas ligadas a los cauces actuales de los ríos como las terrazas bajas y los lechos fluviales. Se caracterizan por tener un relieve llano y estar dominadas por sotos fluviales y cultivos de regadío. Las zonas de vega más próximas a las grandes urbes de Madrid y Toledo se encuentran ocupadas por núcleos urbanos –cómo Alcalá de Henares, Torrejón de Ardoz, San Fernando de Henares, Coslada, Madrid, Arganda, Aranjuez y Toledo– lo que generan una fuerte alteración de los ríos. También es ésta la zona con mayor ocupación de algunas actividades mineras como la extracción de áridos.

Las *Vertientes* están constituidas por el territorio de unión entre las *Vegas* y las *Altas Superficies*. Este sistema presenta una morfología escalonada intercalando rellanos y escarpes más o menos inclinados. La litología, el tipo de usos del suelo y la vegetación son muy variadas aquí, dado que dependen del eje o margen fluvial considerados. En la fracción sur del sistema de *Vertientes* dominan las rocas de naturaleza evaporítica (yesos), con litologías muy inestables y abundantes desprendimientos que pueden llegar a alterar la morfología de los propios cauces fluviales.

Tabla II. 3. Ambientes geológicos de la zona centro de la Península Ibérica. En negrita aparecen las unidades incluidas en la zona de estudio.

AMBIENTE	SUBAMBIENTE	SISTEMA
La Sierra	Alta Sierra	Cuerdas Parameras Serranas Laderas Glaciares
	Faldas	Rampas Valles Interiores Relieves Residuales Relieves Estructurales
La Depresión	Altas Superficies	Rañas Páramos Divisorias
		Plataformas Estructurales
	Valles	Vegas Vertientes Depresiones

Fuente: IGME, 1988.

El sistema de *Depresiones* se encuentra conformado por áreas deprimidas originadas por el efecto de la erosión fluvial, favorecida por la presencia de áreas de debilidad litológica en los cambios de facies detríticas.

II.1.3. Geomorfología fluvial

En este apartado se aborda la descripción de las variaciones topográficas y

morfológicas de los ríos a lo largo de su discurrir por el territorio. Éstas dependen de factores muy diversos como la pendiente del terreno, el caudal, el grado de regulación fluvial, la vegetación de ribera, la resistencia a la erosión de la litología del lugar, la granulometría del sustrato, la química de las aguas o la anchura y profundidad del agua, entre otras (Cuplin, 1986; Stevens *et al.*, 1997).

En general, la geomorfología en la zona de estudio es relativamente heterogénea, acorde con la extensa longitud de las cuatro unidades fluviales consideradas –190,43 km–. En los tramos fluviales medios y bajos contemplados en este estudio predominan los fenómenos de transporte y sedimentación frente a los de erosión. Por ello, los ríos estudiados, dentro de su posible variabilidad espacial, se caracterizan por presentar pendientes suaves, aspectos meandriformes de sus cursos, elevada sinuosidad, cierto grado de anastomosamiento y bajo nivel de encajamiento fluvial.

Los ríos de la cuenca media del Tajo se caracterizan por discurrir por zonas por lo general llanas o con suaves pendientes y en ausencia de desniveles bruscos (Tabla II. 4). Según la caracterización de Marchant & Hyde (1979), los cauces fluviales estudiados son de corriente lenta al no superar el desnivel de 50m/10km. En general, predomina una circulación tranquila de las aguas, en la que aparecen ligeras discontinuidades con pendientes algo más pronunciadas. Los cuatro ríos discurren por zonas de depresión del territorio, a través de llanuras y vegas de inundación con diferente extensión. La altitud máxima registrada al nivel del cauce es de 600 m y se alcanza en la cota más alta de la unidad fluvial del río Henares, dentro del Término Municipal de los Santos de la Humosa (Figura II. 4). Por otro lado, la cota más baja se localiza en el extremo castellano manchego sur–occidental del río Tajo, y corresponde a 440 m. El desnivel entre ambas cotas es de tan sólo 160 metros. Este reducido desnivel propicia que el régimen de las aguas sea de tipo laminar, siendo escasas las situaciones de turbulencia. Estas últimas se registran de forma muy moderada y puntual en zonas de rápidos y en ciertos lugares aguas abajo de azudes y represamientos. Los rápidos pueden aparecer de forma natural, en franjas de cambio de resistencia litológica a la erosión fluvial. Estos cambios se alcanzan al circular los cursos fluviales sobre facies detríticas más vulnerables a la erosión, generándose entonces desniveles superiores a la media. Se llegan a registrar de forma natural desniveles máximos

puntuales de 38,2m/10km en el río Jarama, de 34,8m/10km en el Manzanares, de 23,0m/10km en el río Henares y de 18,8m/10km en el río Tajo. Aparte de estos casos, también se registran situaciones de circulación turbulenta de las aguas durante los períodos de avenidas esporádicas.

Tabla II. 4. Algunas características topográficas de las unidades fluviales consideradas.

Unidades fluviales	Altitud inicial de la unidad	Altitud final de la unidad	Nº de kilómetros	Desnivel medio (m/10km)
Henares	600	560	35,75	11,19
Manzanares	560	539	17,35	11,98
Jarama	560	481	65,41	12,08
Tajo	481	440	71,92	5,70

La morfología fluvial en los cauces llega a ser muy dinámica (Molina, 1997), llegando a cambiar ésta de manera perceptible en relativamente pocos años (Uribelarrea *et al.*, 1997). Este dinamismo fluvial favorece la generación de múltiples subsistemas acuáticos: galachos, madres viejas, lagunazos, brazos ciegos, paleocauces y cauces secundarios, conectados o no a los cauces principales, que contribuyen a favorecer la acogida de especies acuáticas al ofertar mayor variedad de ambientes húmedos, de cierta naturaleza léntica en este caso.

El grado de encajamiento fluvial es relativamente bajo en los tramos estudiados. Son muy escasos los tramos fluviales totalmente delimitados por escarpes fluviales en ambos márgenes del valle. Destacan únicamente ciertas zonas en los cursos bajos del Tajo, a su paso por la ciudad de Toledo. Los materiales sobre los que discurre el río son en este caso rocas ácidas de naturaleza gneísica (IGME, 1986), lo que favorece un encajamiento del cauce dando lugar a un meandro epigénico característico (*Torno del Tajo*) (García del Pino, 2002). En el resto de las unidades, la presencia de escarpes es disimétrica, cuando existe, abarcando únicamente un único margen fluvial. En el río Henares los escarpes

fluviales se localizan preferentemente en la orilla izquierda. Son por lo general cortados arcillosos excavados en la facies detrítica de Somosierra. Este río tienen un pronunciado desplazamiento del cauce en sentido sur-sudeste (Manteiga, 1992), lo que provoca una marcada actividad erosiva en referido margen fluvial. Los escarpes asociados a otros dos ríos en la zona de estudio, el Manzanares y el Jarama, se localizan principalmente en sus márgenes derechos, aunque aparecen también en el izquierdo de forma puntual. En este caso, los escarpes se encuentran excavados sobre materiales ricos en yesos, similares a las facies detríticas de Toledo.

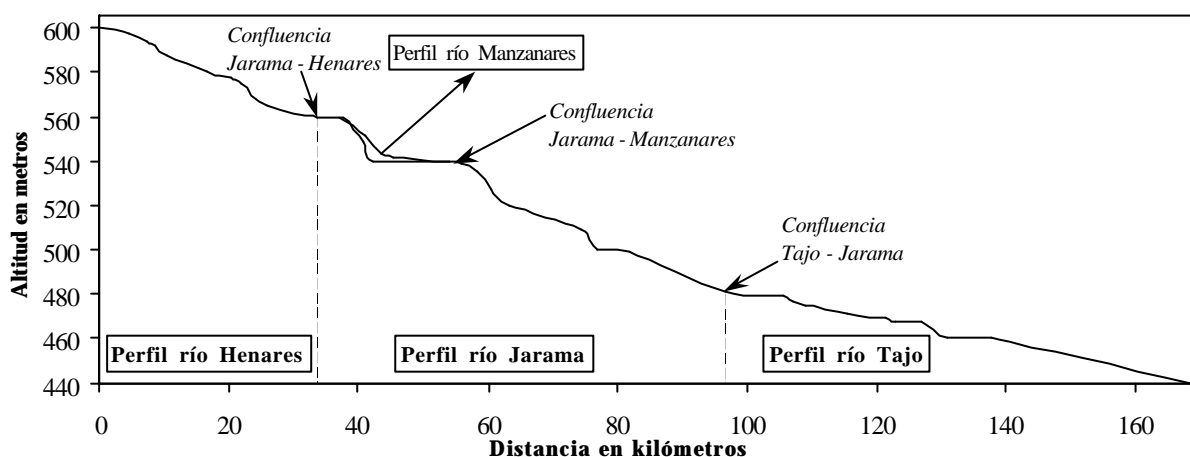


Figura II. 4. Perfil topográfico de las unidades fluviales del área de estudio.

II.1.4. Régimen hidrológico

El régimen hidrológico de los ríos Tajo, Jarama, Manzanares y Henares se encuentra sometido a dos condicionantes principales en la zona de estudio. Por un lado, a situaciones periódicas de estiaje y de avenidas, de acuerdo al marco climatológico en el que se encuadra el territorio (Montes *et al.*, 1987; Sabater *et al.*, 1993). Y por otro lado, con un efecto más marcado en la actualidad, a situaciones de regulación de caudales por la construcción de infraestructuras hidráulicas de almacenamiento y canalización de sus aguas (De Miguel y Segura, 1998; Molina, 1997). La regulación hidráulica de las cuencas fluviales contribuye a reducir los episodios de avenidas a costa de alterar el ecosistema fluvial y los caudales medios anuales al modificar los ciclos hidrológicos naturales

(Manteiga y Olmeda, 1992). En la actualidad, el agua circulante durante los períodos de estiaje se reduce a menudo a los mal denominados cauces ecológicos, mantenidos de forma artificial (Manteiga y Olmeda, 1992). Según Molina (1997), los caudales actuales en el Tajo medio y Jarama bajo no alcanzan el 40% del volumen real que circularía de forma natural. Esta situación de regulación extrema genera importantes cambios geomorfológicos y ecológicos en los ecosistemas fluviales (Stevens *et al.*, 1995, 1997).

Las diferencias de aforos entre los cuatro ríos estudiados son elevadas (Figura II. 5). Uno de los ríos de menor orden, el río Henares, presenta un caudal medio anual cinco veces inferior al del río de mayor orden, el Tajo. Entre estos dos extremos se encuentran los otros dos cursos fluviales considerados. Otro aspecto hidrológico a destacar es el caudal medio registrado en el bajo Manzanares. Este caudal es superior al del río al que tributa en su tramo previo a la confluencia. La situación responde al hecho de que el río Manzanares recibe un volumen considerable de aguas residuales y pluviales procedente de la ciudad de Madrid. En ciertas ocasiones –períodos tormentosos–, ésto puede generar situaciones de avenida dada la elevada impermeabilidad del suelo urbano (Sabater *et al.*, 1993).

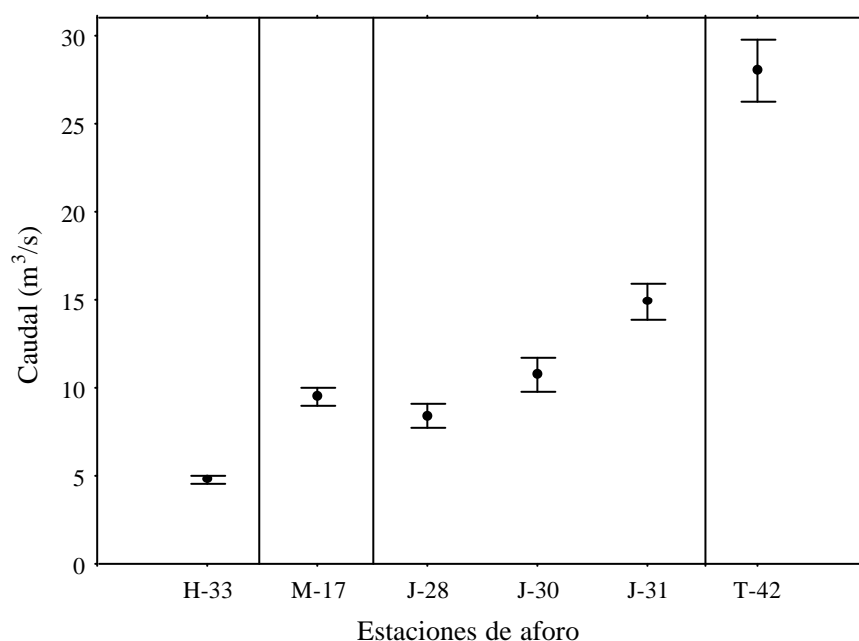


Figura II. 5. Caudales medios y error estándar registrados en seis de las estaciones de aforo consultadas entre abril de 1993 y abril de 1994. Las líneas verticales delimitan los cuatro ríos censados: Henares (1 estación), Manzanares (1 estación), Jarama (3 estaciones) y Tajo (1 estación), en este orden.
Fuente: Red RECCA (Comunidad de Madrid).

La variación de los caudales (Figura II. 6) muestra una oscilación característica de un régimen hidrológico mediterráneo. La fluctuación de caudales favorece la presencia de diferentes ambientes fluviales, permitiendo una alternancia en el tiempo de distintas coberturas de limos, guijarrales, herbazales y carrizales en las orillas (Blanco *et al.*, 1996; Molina, 1997). La temporalidad se ve más marcada en el Jarama y el Tajo, con un periodo de fuerte estiaje durante el periodo julio–septiembre.

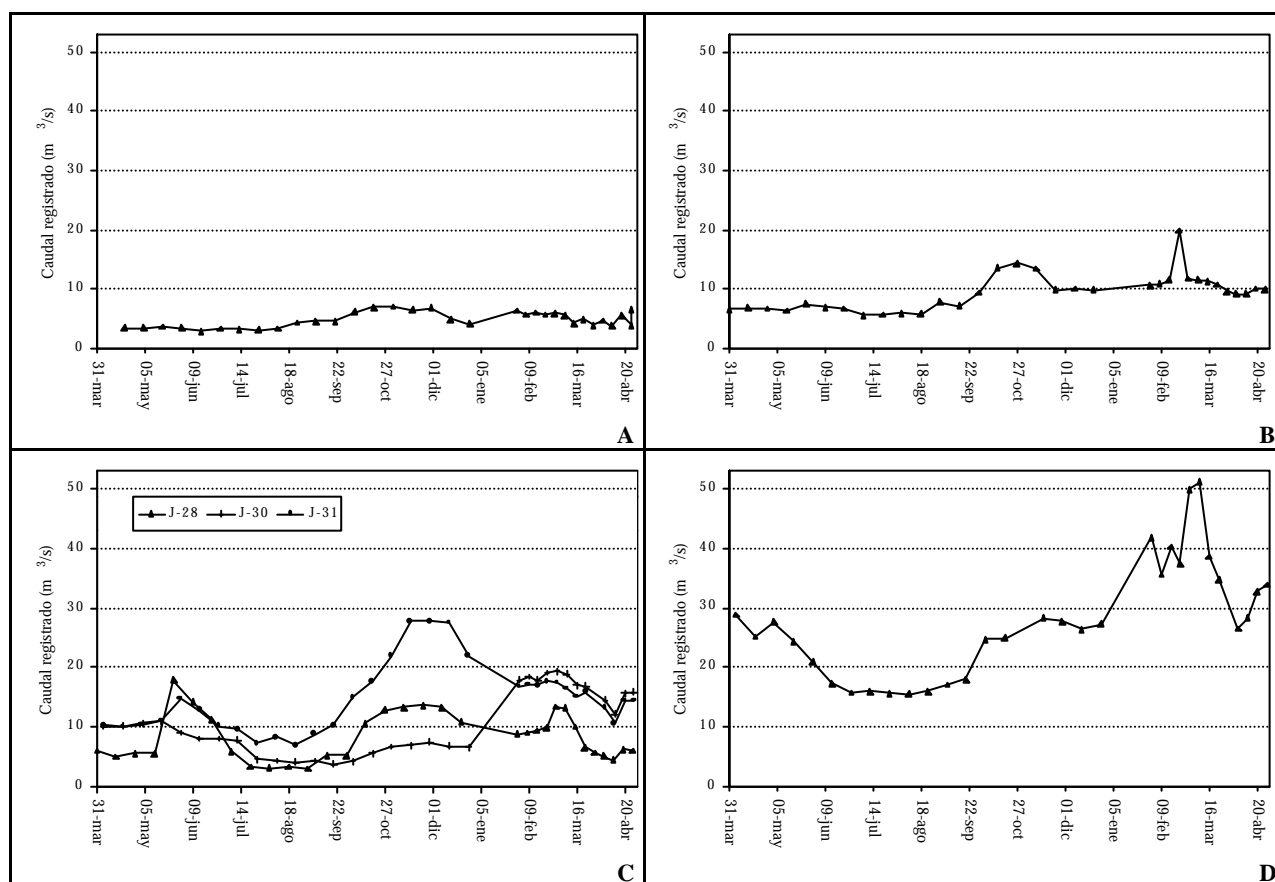


Figura II. 6. Variación anual de los caudales registrados en las estaciones de aforo durante el período del 1 de abril de 1993 al 21 de abril de 1994. **A)** río Henares (estación de aforo RECCA H-33), **B)** río Manzanares (estación de aforo RECCA M-17), **C)** río Jarama (estaciones de aforo RECCA J-28, J-30 y J-31) y **D)** río Tajo (estación de aforo RECCA T-42).

En las dos últimas décadas se han registrado varios episodios de crecidas en los ríos estudiados (Tabla II. 5). Los mayores caudales se han observado en los tramos bajos del río Tajo, a su paso por Toledo. En este lugar se han medido caudales durante el invierno de 1989 seis veces superior a su caudal medio.

Tabla II. 5. Caudales máximos y medios registrados en los ríos Tajo, Jarama, Manzanares y Henares durante el período 1980–1998.

Río	Cód. Estación	Nombre de la estación	Fecha	Caudal máximo registrado (m ³ /s)	Caudal medio (m ³ /s)
Henares	62	Soto Espinillos	7-mar-91	170	6
Henares	62	Soto Espinillos	18-ene-88	91	6
Jarama	52	Mejorada del Campo	9-feb-88	68	6
Jarama	52	Mejorada del Campo	29-dic-81	55	6
Manzanares	177	Rivas–Vaciamadrid	13-may-94	58	5
Manzanares	177	Rivas–Vaciamadrid	8-jul-94	31	5
Jarama	175	Puente Largo	5-dic-89	146	23
Jarama	175	Puente Largo	2-sep-86	109	23
Tajo	11	Aranjuez	15-sep-98	110	13
Tajo	11	Aranjuez	13-may-85	36	13
Tajo	239	Puente de la Barca	5-dic-89	157	41
Tajo	239	Puente de la Barca	2-sep-86	139	41
Tajo	14	Toledo	4-dic-89	211	33
Tajo	14	Toledo	5-dic-84	114	33

Fuente: Red COCA (CHT; Ministerio de Medio Ambiente).

Las variaciones de caudal registradas en cada una de las estaciones de aforo son muy diferentes según el río considerado (Tabla II. 6). El caudal denota una importante fluctuación en los ríos Jarama y Manzanares. Ésta se ve reducida a medida que nos alejamos de las zonas con mayor influencia de la urbe de Madrid y de su área metropolitana, siendo mínima en los tramos bajos del río Jarama y en los ríos Tajo y Henares. La actividad de arrastre de materiales durante avenidas, y su posterior sedimentación, generan la aparición de islas temporales que son colonizadas por comunidades vegetales pioneras (Ibero *et al.*, 1996; Molina, 1997), atrayendo a ciertas aves acuáticas para la nidificación y en sus pasos migratorios.

II.1.5. Índices bióticos de la calidad del agua

En los años noventa, el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX comienza a realizar caracterizaciones bióticas de la calidad del agua en la Cuenca Hidrográfica del Tajo, coincidiendo una de sus campañas con el período de muestreo de las aves acuáticas

de este trabajo. El CEDEX utilizó para ello un índice de uso corriente, basado en la identificación de las familias de macroinvertebrados acuáticos (González del Tánago *et al.*, 1979; García de Jalón, 1982; García de Jalón y González del Tánago, 1986; CEDEX, 1995; Rueda *et al.*, 1998). A las familias observadas se les asigna un valor, comprendido entre 1 y 10, indicador de la calidad de las aguas en las que viven normalmente (Rueda *et al.*, 1998). Concretamente, el índice biótico utilizado por el CEDEX en la cuenca del Tajo fue el BMWP' ("Biological Monitoring Working Party") (Hellowell, 1978; Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988).

Tabla II. 6. Algunos parámetros de variación de los caudales en las estaciones de aforo consideradas entre abril de 1993 y abril de 1994.

Ríos y estaciones de control de calidad de las aguas	Caudal medio anual (m^3/s)	Desviación típica	Rango de variación (m^3/s)	n	Coefficiente de Variación
Río Henares: Estac. H-33	4,79	1,29	2,85– 7,78	33	27,03
Río Manzanares: Estac. M-17	9,47	3,98	5,51–19,94	33	42,09
Río Jarama: Estac. J-28	8,41	5,39	2,99–17,92	33	64,06
Río Jarama: Estac. J-30	10,76	5,72	3,82–19,32	32	53,14
Río Jarama: Estac. J-31	14,91	3,09	6,92–27,83	32	20,72
Río Tajo: Estac. T-42	27,98	9,85	15,45–51,15	31	35,20

Fuente: Red RECCA (Comunidad de Madrid)

Los resultados de sus campañas manifiestan la baja calidad del agua y la elevada contaminación (Tabla II. 7) de los ríos, puesta de manifiesto también por otros parámetros físico-químicos antes comentados (ver Tabla I. 3).

El río Henares se distingue por poseer una ligera contaminación en sus tramos medios (CEDEX, 1995), que aumenta notablemente a partir de Guadalajara capital y, sobre todo, de Azuqueca y Alcalá de Henares (Cuevas, 1997). Los tramos fluviales censados en este estudio corresponden a aguas muy contaminadas (Tramos H01, H02 y H03) y fuertemente contaminadas (Tramos H04 y H05), según la clasificación de Alba (CEDEX, 1995). La comunidad bentónica de macroinvertebrados de estos tramos está compuesta principalmente por oligoquetos tubificidos, hirudíneos y dípteros quironómidos (CEDEX, 1995).

Tabla II. 7. Indicadores bióticos de la calidad del agua en diferentes localidades de los ríos de estudio (entre paréntesis se indican los tramos fluviales asignados a las localidades por su proximidad).

	Índice BMWP'	Grupos de macroinvertebrados más comunes	Clase de calidad del agua
Río Henares			
- Santos de la Humosa (H01, H02, H03)	23	Gastrópodos, tubificidos, hirudíneos, quironómidos	Aguas muy contaminadas
- Torrejón de Ardoz (H04, H05)	9	Quironómidos	Aguas fuertemente contaminadas
Río Manzanares			
- Parque sindical	23	Tubificidos, dípteros	Aguas muy contaminadas
- La china (M01, M02)	--	Ausencia de macroinvertebrados	--
Río Jarama			
- Mejorada del campo (J01, J02, J03, J04)	8	Tubificidos, tricópteros, dípteros	Aguas fuertemente contaminadas
- Titulcia (J05, J06,)	3	Tubificidos, quironómidos	Aguas fuertemente contaminadas
- Puente Largo (J07, J08)	6	Tubificidos, dípteros	Aguas fuertemente contaminadas
Río Tajo			
- Desembocadura del río Jarama (T01 a T22)	54	Oligoquetos, crustáceos, hemerópteros, coleópteros, tricópteros, dípteros	Aguas contaminadas
- Pasado la ciudad de Toledo (T23, T24)	23	Oligoquetos, efemerópteros, heterópteros, tricópteros, dípteros	Aguas muy contaminadas

Fuente: CEDEX, 1995.

El río Manzanares es un caso de contrastes extremos. En la zona alta de sierra se presenta como un río de aguas limpias, poco mineralizadas y con bajo contenido en nutrientes (Montes *et al.*, 1987; CEDEX, 1995; Comunidad de Madrid, 1995, 1999b). Aquí las comunidades de macroinvertebrados están ampliamente representadas: plecópteros, tricópteros, efemerópteros. Su calidad se va deteriorando de forma paulatina hasta llegar a su entrada al núcleo urbano de Madrid (Estación parque sindical, Tabla II. 7), donde presenta ya aguas muy contaminadas, registrándose únicamente oligoquetos y quironómidos (CEDEX, 1995). Pasada la ciudad de Madrid (Estación la China), y tras los vertidos de las depuradoras urbanas e industriales de la capital (Tramos M01 y M02), las comunidades de macroinvertebrados son inexistentes (CEDEX, 1995).

El río Jarama sufre una transformación de la calidad de sus aguas muy parecida a la del río Manzanares, pero no de una forma tan drástica como para desaparecer completamente sus comunidades de macroinvertebrados bentónicos. La cuenca alta del Jarama presenta aguas con pocos nutrientes, buena oxigenación y niveles intermedios de

mineralización. Al igual que el río Manzanares, sufre diferentes vertidos a lo largo de sus tramos medios y bajos (Talamanca, Valdetorres, Fuente el Saz y Paracuellos del Jarama, San Fernando de Henares y Coslada entre otros), aunque de una forma más moderada. Aguas abajo de la localidad de Mejorada del Campo (Tabla II. 7), existen comunidades de macrobentos indicadoras de una mala calidad de las aguas. Paulatinamente, su calidad va empobreciéndose hasta su confluencia con el contaminado río Manzanares.

El Tajo es el río que presenta la mejor calidad relativa del agua de los cuatro (CEDEX, 1995; Comunidad de Madrid, 1992, 1999b). Ello puede deberse a su mayor caudal y menor número de vertidos dada la escasa urbanización de su llanura aluvial. No obstante, la contaminación difusa debida a los cultivos de regadío es bastante alta (Díaz Álvarez *et al.*, 1989). Las comunidades de macroinvertebrados son más diversas que en el caso de los tramos bajos de los otros tres ríos (Tabla II. 7), y a su vez son indicadoras de una mejor calidad. La totalidad de los tramos del río Tajo censados se encuadran, de acuerdo a los resultados del CEDEX (1995), como aguas contaminadas, salvo los dos últimos tramos (Tramos T23 y T24) aguas abajo de Toledo capital, donde la calidad del agua empeora y se clasifica como muy contaminada.

II.1.6. Comunidades vegetales de ribera

Las comunidades vegetales de ribera se distinguen por constituir formaciones boscosas muy particulares (Peinado y Rivas-Martínez, 1987), que generan singularidades y discontinuidades en el territorio (Costa Tenorio *et al.*, 1998). Se caracterizan fundamentalmente por asociarse a situaciones de elevada disponibilidad hídrica (Molina, 1997). Esta asociación es a menudo fácilmente perceptible, mostrándose a modo de bandas adyacentes de vegetación en ríos, lagunas, embalses y otras láminas de agua apreciables. Otras formaciones son menos perceptibles, asociadas a humedales sin lámina de agua aparente, como sucede con algunos juncales, herbazales, carrizales o pastizales húmedos, que constituyen los llamados criptohumedales (Herrera Moreno, 1981, 1987; González Bernáldez *et al.*, 1985; González Bernáldez y Montes 1989; González Bernáldez, 1992).

Una particularidad importante de estas formaciones vegetales es que permiten el establecimiento de comunidades faunísticas propias de ambientes eurosiberianos y atlánticos, distintas de las mediterráneas (Sterling, 1990; Ibero *et al.*, 1996; Vessen *et al.*, 1997; Costa Tenorio *et al.*, 1998). La cubierta vegetal de ribera da protección a las aves para nidificar, ubicar dormideros y zonas de sesteo, frente a la depredación o a la caza (Hernández y Fernández, 1991) –téngase en cuenta que las aves acuáticas sufren elevadas tasas de depredación, de más del 70% en anátidas (Ackerman *et al.*, 2003; Durham & Afton, 2003), al criar muchas de ellas en el suelo–. También constituyen una fuente de alimentación para especies fitófagas (Vessen *et al.*, 1997). VanRees–Siewert & Dinsmore (1996) comprueban en sus trabajos de restauración de humedales, que la presencia de la vegetación puede tener más importancia que la superficie del humedal para explicar la riqueza de especies de aves acuáticas. Para las anátidas, McKinnon & Duncan (1999) registran un efecto protector de la vegetación herbácea alta frente a los depredadores. Por otro lado, la importancia de la vegetación acuática, especialmente macrófitos, en la dieta alimentaria de especies fitófagas se encuentra ampliamente citada en la literatura. Por ejemplo, Perrow *et al.* (1997) comprueban que este recurso trófico puede ser vital durante determinadas épocas del año para la supervivencia de la focha común.

En general, se ha valorado muy positivamente la presencia de vegetación de ribera en la capacidad de acogida de especies de aves (Johnson & Montalbano, 1984; Blanco *et al.*, 1994; SEO/BirdLife, 1995, 1996), así como su papel de posibles corredores ecológicos –particularmente en el caso de los ríos– (Rolfe, 1966; Hernández y Velasco, 1990; Watson, 1991; Velasco, 1992a; De Lucio *et al.*, 1997; Skagen *et al.*, 1998; Sastre, 1999), aspecto éste actualmente en discusión.

Sin embargo, esta vegetación de ribera está sujeta a múltiples problemas de conservación (Cuplin, 1986; Ohmart & Anderson, 1986; Weller, 1986; Montes *et al.*, 1987; Casado y Montes, 1991; Manteiga, 1992; Davis *et al.*, 1996; Ibero *et al.*, 1996; Vessen *et al.*, 1997; Comunidad de Madrid, 1999a). Concretamente, en la zona de estudio aparece un gradiente de estados de conservación de los sotos fluviales, asociado sobre todo a la diferente presión urbana e industrial –ríos Henares y Manzanares– o agrícola –ríos Jarama y Tajo– (IGME, 1988; Comunidad de Madrid, 1992, 1995, 1999b).

La complejidad estructural y botánica de los bosques de ribera ha sido ampliamente descrita en la cuenca media del Tajo (Bartolomé, 1983; Peinado y Bartolomé, 1987; De la Cruz, 1994; Molina, 1997). Básicamente, se pueden distinguir cuatro grupos estructurales de vegetación riparia en la zona de estudio: leñosas arbóreas y arbustivas, helófitos (carrizales y espadañales), herbazales y vegetación acuática y flotante. La distribución y complejidad de estos grupos de vegetación dependen de los niveles probabilísticos de riada e inundación. Molina (1997) describe dos grados de inundación en la zona aluvial para los ejes medios y bajos de los ríos Tajo y Jarama: zonas de inundación periódica y zonas de inundación esporádica. Las zonas de ribera y de retención en el cauce aparente son las dos franjas contiguas a las citadas. A continuación se disponen las terrazas bajas, medias y altas, las cuales tienen un riesgo de inundación bajo en comparación con los casos antes referidos.

Las comunidades vegetales con mayor diversidad de estratos tienden a ocupar las zonas de menor probabilidad de riada (Costa Tenorio *et al.*, 1998). En las zonas expuestas a períodos frecuentes de anegación (caso de las llanuras aluviales sometidas a inundaciones periódicas o esporádicas), la vegetación dominante es de herbazales y helófitos (Molina, 1997). Esta estratificación, que sigue un gradiente de alejamiento del eje fluvial, se presenta de manera marcada en los ríos y tramos fluviales bien conservados, con cauce ancho y con una elevada variación anual en su régimen hidrológico. Es, por ejemplo, el caso de ciertos tramos de los ríos Jarama medio y Tajo.

Entre las comunidades vegetales predominantes en los ríos del área de estudio destacan las siguientes (Peinado y Bartolomé, 1987; De la Cruz, 1994; Molina, 1997; Costa Tenorio *et al.*, 1998):

- a) Saucedas. Constituidas por comunidades arbóreas y arbustivas multiespecíficas de *Salix alba*, *S. atrocinera*, *S. purpurea* ssp. *lambertiana*, *S. fragilis*, *S. salvifolia*, *S. triandra*, *S. eleagnos* ssp. *angustifolia*. Se caracterizan por soportar regímenes hidrológicos más fluctuantes que las alamedas al ocupar zonas más próximas al agua. Soportan bien situaciones de alta inestabilidad ambiental y compiten eficazmente con formaciones más inmaduras de vegetación subarbustiva y herbácea (Molina, 1997).

- b) Alamedas. Comunidades naturales formadas por *Populus alba* y *P. nigra* como especies principales. Suelen ocupar la franja intermedia entre las saucedas y las olmedas. Muchas se encuentran altamente transformadas por la intervención humana, con abundantes especies nitrófilas. En algunos, las alamedas son sustituidas por repoblaciones de especies leñosas, convirtiendo el bosque de ribera en un sistema productivo agroforestal.
- c) Olmedas. La tendencia de estas comunidades es a ocupar las zonas más alejadas del curso fluvial, ubicándose en lugares de menor humedad edáfica (Bartolomé, 1983). Esta distribución espacial ha hecho que tradicionalmente haya sido en la cuenca del Tajo la comunidad vegetal más alterada por los cultivos de regadío. A ello ha contribuido también su alejamiento de las bandas protegidas del Dominio Público Hidráulico de ríos y humedales (MOPU, 1985; García-Redondo, 1995). En la zona de estudio, las olmedas de *Ulmus minor* se pueden observar en forma de pies aislados (Bartolomé, 1983), siendo, en palabras de Molina (1997), la formación arbórea más deteriorada en la cuenca media del Jarama-Tajo.
- d) Tarayales. Se trata de formaciones dominadas por la especie *Tamarix gallica*, que junto con las choperas, son las comunidades más frecuentes de los sotos fluviales. Otras especies de taray en el Tajo son *Tamarix africana* y *T. canariensis*. En casos de fuerte presión antrópica o ganadera, sustituyen a las pobedas.
- e) Otras formaciones leñosas, arbustivas o subarbustivas: Zarzales, rosales, ontinares, sisallares, orzagales constituyen otras formaciones muy representadas en los ríos estudiados. En algunos casos pueden superar los dos metros de altura y se caracterizan por su adaptación a situaciones de hipernitrofilia (Bartolomé, 1983), de xericidad o de salinidad altas (Herrera Moreno, 1981). Pueden aparecer de forma densa en el límite del cauce –zarzales en el río Henares–, o bien constituyendo formaciones acompañantes de las pobedas, como en el caso de los sambucales del río Tajo. Algunas de estas formaciones aparecen en zonas más xéricas o enclaves salinos de transición, como inclusiones en las riberas de la vegetación circundante, éste es el caso de los ontinares, retamares, sisallares y orzagales, entre otros.

- f) Carrizales y espadañales. Constituyen comunidades palustres características de las zonas húmedas (Weller, 1986). Dada su habitual gran espesura, son de vital importancia para muchas especies de aves acuáticas (Weller, 1986; Hernández y Fernández, 1991; Jiménez, 1992). Son comunidades colonizadoras, que se expanden rápidamente cuando las condiciones resultan propicias para ello (Jiménez, 1992). Ocupan las primeras bandas de vegetación, situándose en la misma llanura aluvial. Entre las especies más frecuentes en la zona de estudio destacan la espadaña *Typha dominguensis* y el carrizo *Phragmites australis*.

A veces, aparecen mezcladas con otras especies, como por ejemplo *Scirpus lacustris* ssp. *tabernamontani* o *Epilobium hirsutum*, propia de herbazales altos.

- g) Juncales y herbazales. La variedad de estas comunidades en la cuenca del Tajo es muy alta, y su presencia y grado de desarrollo depende de factores diversos como la profundidad del nivel freático, la salinidad, la nitrofilia o la pedregosidad, entre otros.

Los juncales de *Scirpus lacustris* ssp. *tabernamontani* y *Juncus inflexus* se localizan en la primera banda de vegetación de los cauces, junto con los carrizales y espadañales. A medida que la humedad decrece, los juncales son sustituidos por herbazales de ciperáceas, chenopodiáceas, urticáceas, poligonáceas y amarantáceas, y por juncales amacollados, con *Juncus acutus*, *J. maritimus* y *Scirpus holoschoenus*, y trebolares. En situaciones de hipernitrofilia pueden aparecer herbazales de *Chenopodium album* y *Polygonum lapathifolium*.

En las zonas más alejadas del cauce y de naturaleza más xérica aparecen gramadales (*Cynodon dactylon*) y herbazales de *Rumex* sp.

- h) Vegetación acuática y flotante. Se caracteriza por ocupar las zonas con caudal permanente. Las comunidades de *Potamogeton pectinatus* y *P. crispus* se encuentran fijadas al fondo del cauce y tapizan tramos poco profundos, frecuentemente en zonas de rápidos. Llegan a ser muy patentes durante el estiaje.

Las comunidades de cormófitos suspendidos en el agua están compuestas por *Lemna gibba* y tapizan aguas de diferente profundidad, estancadas y con elevada eutrofia. La vegetación acuática y flotante no suele coincidir en los mismos lugares.

II.1.7. Fauna fluvial

Las comunidades faunísticas asociadas a los ríos se componen de un amplio abanico de grupos taxonómicos con distinto grado de representación, valor ambiental y capacidad bioindicadora. De entre ellos, los vertebrados (peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos) son los que, dado su interés económico y social, nivel de conocimiento y grado de amenaza, han despertado mayor interés para la conservación de estos ecosistemas.

Entre los vertebrados, las comunidades piscícolas autóctonas son las que, al menos desde un punto de vista conservacionista, por ejemplo endemismos mediterráneos –ver Directiva Europea 92/43/CEE (Consejo de las Comunidades Europeas, 1992)–, han generado un mayor interés. La pesca continental es uno de los principales usos recreativos ligado a la naturaleza (Giller & Malmqvist, 1998), lo que ha conducido a una cierta adecuación de las comunidades piscícolas a las demandas de los pescadores (por ejemplo, mediante la introducción de especies para aumentar el tamaño de las piezas cobradas).

Los mamíferos (como la nutria *Lutra lutra*, desmán de los pirineos *Galemys pyrenaicus*, visón europeo *Mustela lutreola*) y los anfibios y reptiles (ciertas salamandras como *Chioglossa* sp., galápagos *Emys orbicularis* y *Mauremys leprosa* y culebras de agua *Natrix* sp.) son también buenos ejemplos de taxones asociados a los ríos.

En las aves, la existencia de taxones propios de ríos es más reducido que en otros grupos faunísticos como peces, anfibios, e incluso mamíferos. Esto se debe en gran medida a la mayor capacidad dispersiva de las aves, que les permite explotar de forma oportunista ambientes muy diversos y alejados (Robledano *et al.*, 1992), pudiendo evitar los ríos durante períodos desfavorables, como por ejemplo el estiaje. Relativamente pocas especies de aves presentan una dependencia exclusiva de los ríos (Buckton & Ormerod (2002) citan unas 60 especies a escala mundial). En la cuenca hidrográfica del Tajo, únicamente el mirlo acuático (*Cinclus cinclus*) y el martín pescador (*Alcedo atthis*), puede decirse que muestran este tipo de dependencia (Ormerod *et al.*, 1985; Giller & Malmqvist, 1998; Buckton & Ormerod, 2002). No obstante, son muy numerosas las aves que de una forma puntual o durante alguna época del año explotan los recursos de los medios fluviales (Marchant & Hyde, 1979).

En la cuenca media del Tajo se encuentran bien representados diversos grupos de aves acuáticas como anátidas y rálidos (Blanco *et al.*, 1996; Cuevas, 1997), limícolas (Velasco, 1992a,b), ardeidas (SEO/BirdLife, 1998c) y cormoranes (Blanco *et al.*, 1994). Estos grupos tienden a distribuirse de una forma segregada, tanto en el tiempo como en el espacio. Así, durante la invernada, pasos migratorios o reproducción, la dominancia y distribución de las aves en los ríos varía de forma considerable.

II.2. Recogida de datos de campo

La unidad espacial básica del estudio ha sido el tramo fluvial, que surge de dividir los ríos en segmentos fisionómicamente uniformes, de acuerdo a un conjunto de características del paisaje que son fácilmente perceptibles: tipo de vegetación, anchura del cauce y de la lámina del agua, topografía. Éste criterio hace que la longitud de cada tramo fluvial sea diferente. Aunque no carece de limitaciones, se ha considerado útil por entender que recoge bien la variabilidad de los hábitat fluviales existentes y de las comunidades de aves asociadas a ellos. En la elección de este criterio ha contribuido muy significativamente la facilidad que ofrecen estas unidades fisionómicas para recomendar posibles acciones de gestión en la zona estudiada. En total se muestrearon 39 tramos fluviales de los ríos Tajo, Jarama, Manzanares y Henares (ver Figura II. 2 y Tabla II. 2) a lo largo de un año, desde abril de 1993 a abril de 1994.

El muestreo de cada tramo, una vez delimitado fisionómicamente, abarcó toda la longitud de éste. La diferencia de esfuerzo de muestreo que esto entraña supone un problema metodológico que se ha minimizado mediante estandarizaciones previas de las variables, tal como se describe en los siguientes apartados.

En el muestreo se consideraron tres grupos de variables:

- a. Variables referentes a la abundancia y comportamiento de las aves acuáticas en los tramos.

- b. Variables referentes a la estructura geofísica del tramo fluvial.
- c. Variables referentes a la calidad de las aguas de los ríos.

Los dos primeros tipos se obtuvieron mediante muestreos sistemáticos de campo y el tercero mediante consultas estadísticas de diferentes estaciones de control de calidad del agua.

II.2.1. Muestreo de abundancia de aves acuáticas

Se muestreó un ciclo anual completo. Para ello, los censos de aves se realizaron con una frecuencia quincenal, abarcando las 24 quincenas comprendidas desde la segunda quincena de abril de 1993 hasta la primera quincena de abril de 1994. En cada quincena se muestrearon siempre los 39 tramos fluviales, aunque por limitaciones obvias de tiempo, en días y horas diferentes. Cada tramo fue muestreado en un solo día de cada quincena y durante un período de tiempo diferente según su longitud y dificultad.

Con el fin de obtener un registro sistemático, el muestreo se ha basado en los siguientes criterios generales:

1. En la elección de los tramos de muestreo, se consideró siempre su fisionomía, accesibilidad, visibilidad, homogeneidad del cauce y probabilidad de presencia de aves acuáticas.
2. Los muestreos de campo fueron realizados siempre entre la salida y la puesta de sol, dada la alta dificultad de identificación de las aves durante la noche. Aunque trabajos recientes han demostrado que algunas especies presentan una significativa actividad nocturna (Green *et al.*, 1999; Guillemain *et al.*, 2002c), los muestreos nocturnos de actividad en aves acuáticas suelen ser poco efectivos (Fasola & Biddau, 1997).
3. Dada la mayor detectabilidad de muchas aves durante las horas iniciales y finales del día (Leiva, 1991; SEO/BirdLife, 1999), se procuró concentrar los censos en esas horas para optimizar el registro (Figura II. 7). Esto fue especialmente

obligado en los tramos con densa vegetación palustre (Leiva, 1991; SEO/BirdLife, 1999). Además, se alternó el orden de las horas de los muestreos de los tramos con el fin de compensar posibles diferencias intracensos asociadas a la hora del día (Blanco & Velasco, 1996; Riffell *et al.*, 2003).

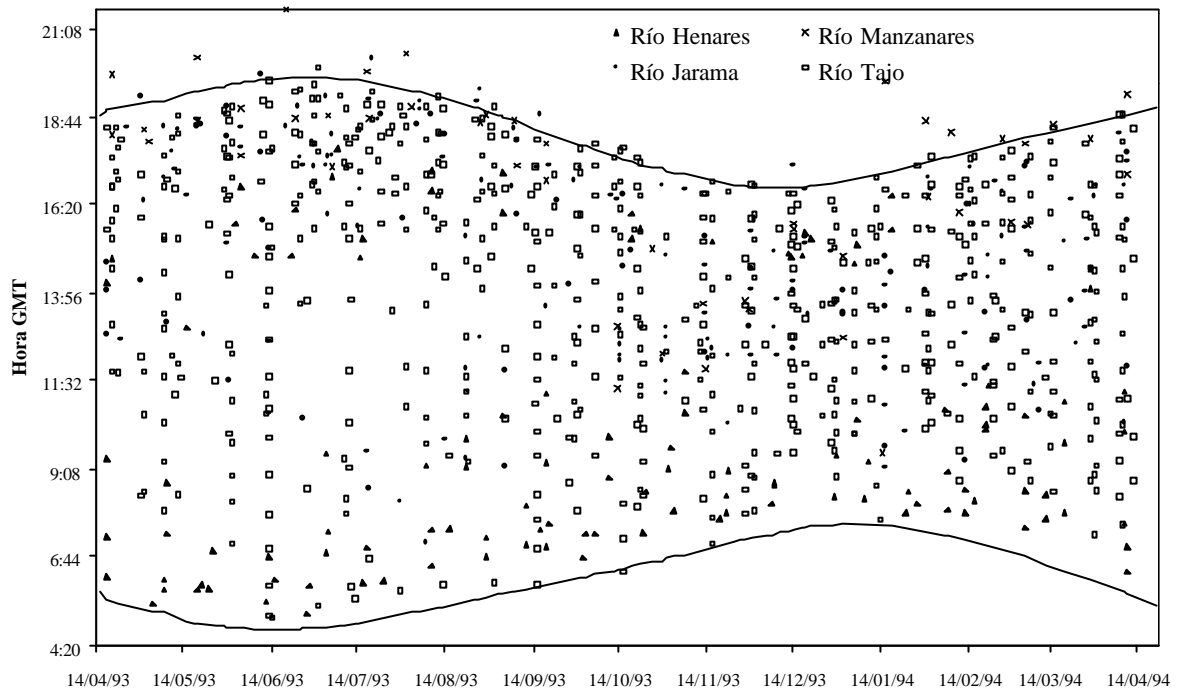


Figura II. 7. Hora GMT (*Greenwich Mean Time*) de realización de los muestreos en los 39 tramos durante las 24 quincenas. Cada punto representa un muestreo tramo–quincena (936 en total). Las horas de alba y ocaso a lo largo del año se destacan mediante líneas.

4. Siempre que fue posible, los censos de las aves se realizaron desde puntos fijos de observación, desde los que se divisaba la totalidad del tramo censado (puentes, cerros, escarpes y taludes de cierta altura). Para ello se dispuso de óptica apropiada: telescopios terrestres de 20–60 aumentos y binoculares de 8–10 aumentos. En los casos en que la visibilidad no era suficiente –vegetación densa o elevada longitud de los tramos–, los muestreos se realizaron mediante recorridos a pie por una de las orillas, evitando en lo posible espantar a las aves fuera de los límites del tramo. No se realizaron muestreos en días de climatología adversa que pudieran disminuir la eficacia y reproducibilidad del recuento.

5. En los muestreos, tanto a pie como desde puntos fijos, se tuvieron en cuenta todas las aves jóvenes y adultas situadas entre los límites del tramo fluvial. Las aves acuáticas en vuelo solamente se contabilizaron cuando realizaban desplazamientos a escasa altura y siguiendo la morfología del cauce. Estas aves únicamente se registraron en el momento de superar la vertical del observador con el fin de evitar registros redundantes (Hernández y Velasco, 1990; Velasco, 1992a).
6. Los censos de aves se realizaron por lo general mediante el recuento visual de todos los individuos presentes que pertenecían a especies asociadas estrictamente a los cauces fluviales, rechazándose aquellas que ocupaban zonas alejadas (SEO/BirdLife, 1995; Blanco *et al.*, 1996). Sin embargo, en algunas zonas de escasa visibilidad y para ciertas especies de difícil observación, el recuento visual se completó mediante escuchas.

En la selección de las especies de aves estudiadas se siguieron varios criterios. En primer lugar, se consideraron aquellas aves que manifiestan algún tipo de dependencia del medio fluvial para cualquier actividad de comportamiento: alimentación, refugio, descanso, migración, reproducción (Molina *et al.*, 1987; Leiva *et al.*, 1989a,b; Hernández y Fernández, 1991; Robledano *et al.*, 1992; Weseloh *et al.*, 1997; Kingsford *et al.*, 1999; SEO/BirdLife, 1999). Dado que este criterio reúne un gran número de especies, se excluyeron las aves paseriformes palustres (Leiva *et al.*, 1989b), además de otras aves de pequeño tamaño asociadas a los cursos fluviales como el martín pescador (*Alcedo atthis*) o el abejaruco (*Merops apiaster*). Esta selección por el tamaño se justifica por el diferente grado de detectabilidad de estas aves, que requiere en muchos casos de metodologías de muestreo completamente diferentes a las empleadas en los censos del resto de las aves acuáticas: estaciones de escucha, captura-recaptura de aves, uso de reclamos (Tellería, 1986; SEO/BirdLife, 1999).

Aunque la especie ha constituido la base para el cálculo de abundancias, en algunos análisis numéricos se han considerado grupos taxonómicos supraespecíficos como familias o *Grupos de Afinidad Taxonómica* (GAT) constituidos por una o varias familias de aves

ligadas a los medios acuáticos (Weseloh *et al.*, 1997; Skagen *et al.*, 1998). Las familias y GATs incluidos en los censos se muestran en la Tabla II. 8.

Debido a la gran extensión del territorio abarcado, la elevada frecuencia de muestreos y la gran cantidad de tiempo invertido en el trabajo de campo (más de 900 horas), los censos fueron realizados por cuatro grupos de uno a tres ornitólogos. Todos ellos buenos conocedores del terreno y con experiencia previa en la identificación de las aves acuáticas (Velasco, 1992a; Blanco *et al.*, 1994, 1996; Cuevas, 1997). Cada grupo se encargó del muestreo de tramos fluviales concretos y siempre los mismos a lo largo del año de observación.

Tabla II. 8. Familias de aves consideradas en los censos y Grupos de Afinidad Taxonómica (GAT) en las que se agruparon.

Familias	GATs
<i>Podicipedidae</i>	1. Somormujos
<i>Phalacrocoracidae</i>	2. Cormoranes
<i>Ardeidae</i>	3. Garzas y Cigüeñas
<i>Ciconiidae</i>	Garzas y Cigüeñas
<i>Anatidae</i>	4. Anátidas
<i>Rallidae</i>	5. Rálidos
<i>Recurvirostridae</i>	6. Limícolas
<i>Burhinidae</i>	Limícolas
<i>Charadriidae</i>	Limícolas
<i>Scolopacidae</i>	Limícolas
<i>Laridae</i>	7. Láridos
<i>Sternidae</i>	Láridos

II.2.2. Muestreo de actividades de comportamiento de las aves

La metodología de muestreo de las actividades de comportamiento se describe, junto con su análisis, en el capítulo correspondiente (Capítulo VII), con el fin de facilitar la comprensión de la discusión de los resultados.

II.2.3. Estructura del hábitat fluvial y calidad del agua

Para caracterizar la variabilidad ambiental de los tramos fluviales y estudiar su relación con la composición de las comunidades de aves, se registró quincenalmente, a la vez que los censos de aves, un conjunto de parámetros referentes a la estructura geofísica, de vegetación y de usos de cada tramo fluvial. Las variables hacen referencia a la vegetación de ribera y acuática, morfología fluvial, grado de intervención humana y calidad del agua del río. Los criterios seguidos en la elección de las variables se basaron en trabajos previos de caracterización de aves acuáticas (Round & Moss, 1984; Robledano *et al.*, 1987, 1992; Kauppinen & Väisänen, 1993; Nummi *et al.*, 1994; Green, 1998a), en la variabilidad ambiental existente en los ríos considerados y en el conocimiento previo que los observadores tenían de la zona de estudio (Velasco, 1992a; Blanco *et al.*, 1994, 1996; Cuevas, 1997).

Para facilitar el registro de las variables en los tramos fluviales (algunos de los cuales tienen hasta 7 kilómetros de longitud, Tabla II. 2), éstos fueron divididos en subtramos de una longitud fija de 500 m –Johnson *et al.* (1996) utilizan este mismo método en un estudio de similares características en “*South Platt River*”, Colorado, en su caso con subtramos de 100 m–. En cada subtramo se muestrearon todas las variables, excepto las de calidad del agua cuyos datos se obtuvieron de las redes de control de calidad y extrapolados a los tramos fluviales más próximos.

Las variables utilizadas hacen referencia a propiedades de distintos ambientes fácilmente reconocibles en los tramos y que se consideraron *a priori* importantes para explicar la distribución y el comportamiento de las aves acuáticas (Tabla II. 9 y Figura II. 8):

- Cauces: Lámina de agua
Orillas
Cauces distales
- Medios adyacentes

Se describen a continuación estos ambientes y las variables registradas en ellos:

A) CAUCE: Constituye la superficie total del río y su lecho de inundación. Se ha dividido en lámina de agua o cauce inundado, orilla y cauce distal.

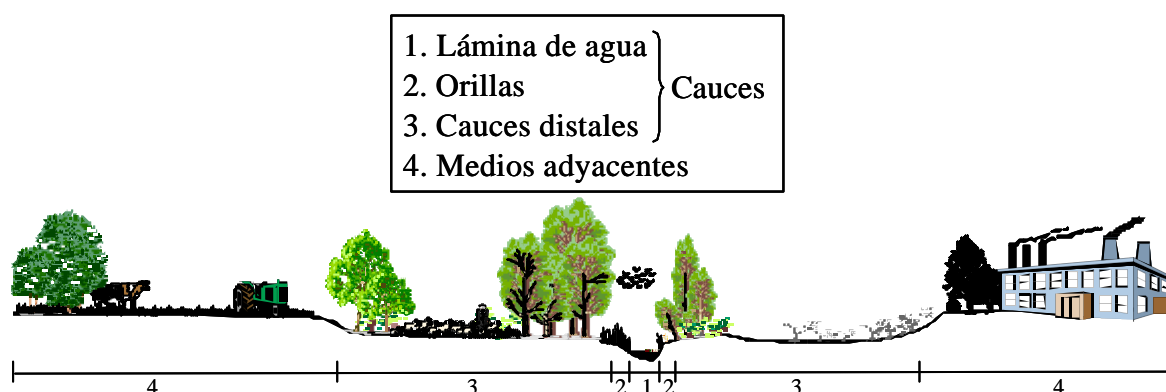


Figura II. 8. Delimitación de los tipos de ambientes a los que hacen referencia las variables del hábitat fluvial.

Se registraron algunas variables generales del cauce como la anchura total del mismo y la anchura del cauce no inundado (longitud que surge de restar a la anchura total del cauce la anchura de la lámina de agua).

Lámina de agua. Abarcó estrictamente las aguas corrientes en cada uno de los tramos. Las variables que describen este ambiente fueron la presencia de azudes, anchura de la lámina de agua, cobertura de la vegetación palustre (enea y carrizo) y de la acuática (*Lemna gibba*, *Potamogeton pectinatus*, *P. crispus*), de islas (temporales o permanentes y fijadas por la vegetación—Johnson *et al.*, 1996—) y de rápidos (estimados según su presencia perceptible en el agua). Igualmente se estimó la calidad aparente del agua de acuerdo a su apariencia y presencia y abundancia de restos orgánicos flotantes y residuos sólidos en las orillas.

Tabla II. 9. Variables descriptivas de la estructura y calidad del agua de los tramos fluviales. Las variables de calidad del agua proceden de ocho estaciones de aforos y de control de calidad presentes en las unidades fluviales.

I.- Variables descriptivas de los cauces	Unidades de medida
- Generales del cauce	
1 Anchura del cauce (AC)	metros
2 Anchura del cauce libre de agua (CG=AC-AR)	metros
- Lámina de agua	
3. Anchura de lámina de agua (AR)	metros
4. Vegetación acuática (VA)	Cobertura* (% sobre el total de lámina de agua)
5. Vegetación palustre -enea y carrizo- (VP)	Cobertura* "
6. Islas permanentes (IP)	Cobertura* "
7. Islas temporales (IT)	Cobertura* "
8. Rápidos (RA)	Cobertura* "
9. Azudes (AZ)	Presencia / Ausencia
10. Contaminación aparente de las aguas (Caa)	Cualitativa** (1-4)
- Orillas	
11. Pedregosidad y gravas (OP)	Cobertura* (% sobre el total de orillas)
12. Limos y arenas (OL)	Cobertura* "
13. Herbazales (OH)	Cobertura* "
14. Área arbolada (árboles y arbustos) (OA)	Cobertura* "
- Cauces distales	
15. Pedregosidad y gravas (CP)	Cobertura* (% sobre el total de cauces distales)
16. Limos y arenas (CL)	Cobertura* "
17. Herbazales (CH)	Cobertura* "
18. Área arbolada (árboles y arbustos) (CA)	Cobertura* "
19. Graveras (GR)	Cobertura* "
20. Accesibilidad (Acc)	Cualitativa*** (1-3)
II.- Variables descriptivas de los medios adyacentes (50m desde el límite exterior del cauce)	
21. Pastizales (PAS)	Cobertura* (% sobre el total de medios adyacentes)
22. Cultivos (CUL)	Cobertura* "
23. Bosques y sotos (MBO)	Cobertura* "
24. Cortados (COR)	Cobertura* "
25. Cerros (CER)	Cobertura* "
26. Edificios (EDI)	Cobertura* "
27. Graveras (MGR)	Cobertura* "
28. Ganado (GAN)	Presencia/Ausencia
III.- Variables descriptivas de la calidad del agua	
29. Temperatura del agua (TAG)	°C
30. Temperatura del aire (TAI)	°C
31. Oxígeno disuelto (O ₂ D)	mg/l
32. Sólidos en suspensión (SOS)	mg/l
33. pH (PH)	
34. Conductividad (CON)	μS cm ⁻¹ a 20°C
35. DBO (DBO)	mg/l
36. NH ₄ (NH ₄)	mg/l
37. NO ₃ (NO ₃)	mg/l

* Las coberturas se han estimado mediante rangos fácilmente reconocibles en el terreno (< 1%, 1-5%, 6-13%, 14-25%, 26-50%, 51-75% y > 76%) en cada subunidad de muestreo de 500 metros de longitud.

** 1.- Contaminación baja (aguas claras sin aparente contaminación); 2.- Contaminación media (aguas débilmente coloreadas, con espuma y ligera turbidez); 3.- Contaminación alta (aguas con apariencia de contaminación y olor) y 4.- Contaminación muy alta (aguas negras, con fermentaciones y olores).

*** 1.- accesibilidad mala; 2.- accesibilidad regular y 3.- accesibilidad buena.

Cauce distal. Representa el porcentaje descubierto de agua (cauce no inundado) una vez restado el área cubierta por la orilla. Se calcula siempre en relación al área de máxima crecida del río. Dentro del cauce distal se han estimado las coberturas de diferentes tipos de vegetación (arbórea o herbácea), así como de distintos tipos de sustratos (limos y arenas, gravas y pedregales y graveras si las hubiera). Como variables solamente informativas, muestreadas no sistemáticamente, se anotó también el número de arroyos, acequias, colectores, frecuencia de personas y presencia de ganado.

Tanto en los cauces distales como en las orillas y lámina de agua, su delimitación y caracterización (cobertura relativa de limos, gravas, arbolado, herbazales, vegetación acuática) dependen del caudal del río en la quincena de muestreo considerada, por lo que existe una gran variación de estas coberturas a lo largo del año.

B) MEDIOS ADYACENTES. Estos medios representan bandas, de 50 metros, situadas a ambos lados del límite exterior del cauce fluvial. Corresponden generalmente a sustratos cuaternarios. En ellos se registraron las coberturas de diferentes tipos de uso del suelo (pastizales, cultivos, bosques-sotos, edificios, graveras) así como la presencia de ganado y de cortados y cerros. En estudios centrados en ecosistemas lénticos, se ha demostrado la importancia de las características de los ambientes circundantes para determinar la composición de las comunidades de aves acuáticas (Stevens *et al.*, 2003) o el éxito reproductor de las especies (Ball *et al.*, 2002). De ahí que estos medios se hayan tenido en cuenta en el trabajo.

En algunos tramos fluviales se caracterizó la calidad del agua mediante datos físico-químicos referidos al mismo período de muestreo que el de las aves acuáticas. Las fuentes utilizadas han sido el Servicio de Calidad Hídrica y Atmosférica de la CM (*Red de Control de la Calidad de las Aguas* –red de estaciones RECCA–) y la Confederación Hidrográfica del Tajo (*Red de Control de Calidad de Aguas* –red de estaciones COCA–). La RECCA abarca únicamente el territorio de la CM, al ser una red de ámbito autonómico.

Las variables de calidad del agua se han referido a 8 tramos fluviales de los 39 seleccionados. Esto se debe a que solamente se dispone de este número de estaciones en el

área de estudio (Figura II. 9): 6 de la red RECCA en los ríos Henares (1), Manzanares (1), Tajo (1) y Jarama (3) y 2 de la red COCA en el río Tajo, dentro ya de los límites de la provincia de Toledo. Los datos de cada una de estas 8 estaciones fueron asignados a los tramos fluviales más cercanos, preferentemente aguas debajo de las mismas, de la siguiente manera:

Río	Red	Estación	TRAMO FLUVIAL ASIGNADO
1. Henares	RECCA	H-33	H05
2. Manzanares	RECCA	M-17	M01/M02
3. Jarama	RECCA	J-28	J01
4. Jarama	RECCA	J-30	J04
5. Jarama	RECCA	J-31	J07
6. Tajo	RECCA	T-42	T02
7. Tajo	COCA	239	T13
8. Tajo	COCA	14	T22

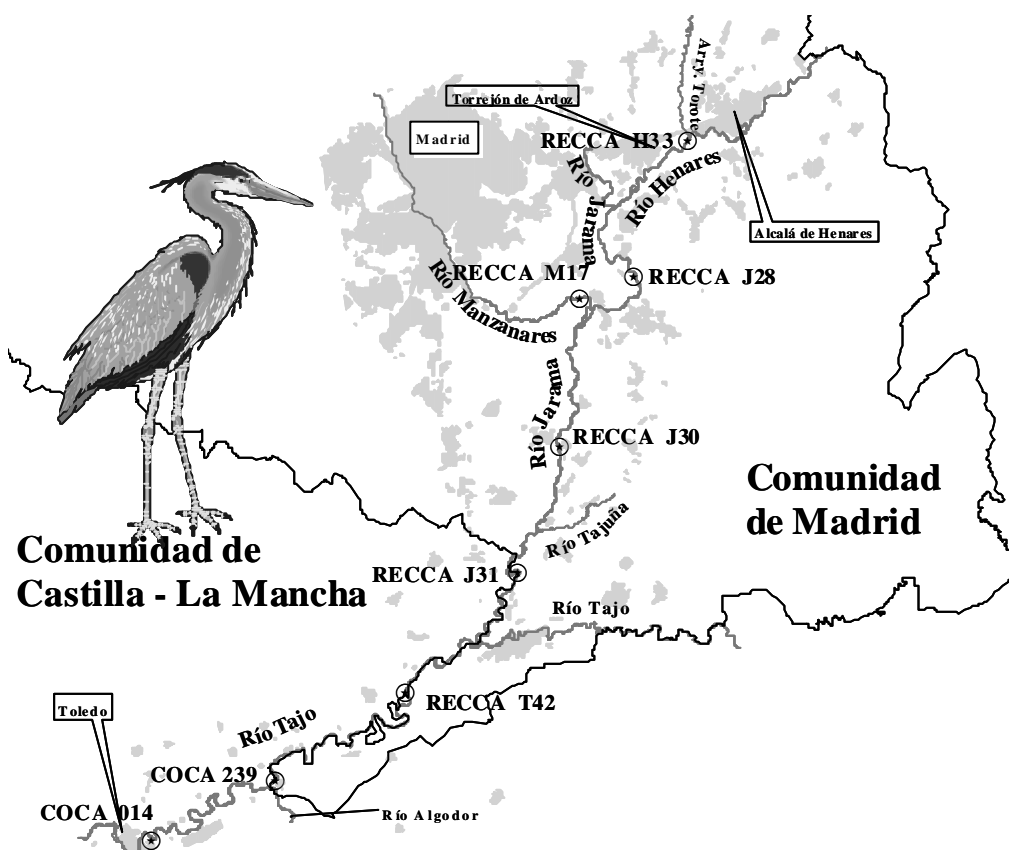


Figura II. 9. Localización de las estaciones de aforo y de control de calidad de las aguas de la red RECCA (CM) y COCA (Confederación Hidrográfica del Tajo) en la zona de estudio.

Los parámetros de calidad del agua considerados fueron: temperatura del agua (grados centígrados) y del aire, oxígeno disuelto (mg/l), sólidos en suspensión (mg/l), pH, conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$), DQO (mg/l), DBO (mg/l), NH_4 (mg/l), NO_2 y NO_3 (mg/l) y coliformes totales (col./100cc). Los valores de cada uno de estos parámetros registrados en las estaciones de calidad (tanto RECCA como COCA) se detallan en la Tabla I. 3, del Capítulo I.

II.3. Estandarizaciones y cálculos numéricos generales

En este estudio se han utilizado métodos numéricos muy variados, algunos propios de la estadística clásica y otros métodos multivariantes, habitualmente empleados en estudios ecológicos. Algunos índices y análisis estadísticos han sido empleados frecuentemente en los diferentes capítulos: correlaciones de Spearman y Pearson, Chi-cuadrado, Test de Nemenyi, T-student, U de Mann-Whitney, ANOVA, regresiones lineales (Sokal & Rohlf, 1973, 1979; Zar, 1984; Skagen *et al.*, 1998). Cuando los objetivos lo recomiendan, el uso de uno u otro método estadístico fue seleccionado dependiendo del tamaño muestral y de la bondad de los datos a analizar. Estos métodos, y especialmente los utilizados para contrastar hipótesis muy concretas, se comentan en los capítulos donde ha sido requerido su uso.

En este apartado se explican solamente los cálculos y estandarizaciones de algunas variables generales y frecuentes en la mayor parte de la memoria.

Para evitar la variabilidad introducida por la diferente longitud de los tramos fluviales censados, los valores de abundancia de las aves acuáticas se han referido a una misma unidad de longitud mediante el cálculo de Índices Kilométricos de Abundancia (IKAs = nº de aves registradas / nº de kilómetros muestreados) (Marchant & Hyde, 1979; Potti, 1985; Tellería 1986; Ricklefs, 1990). Este método de estandarización es muy utilizado en estudios de aves acuáticas en ríos (Marchant & Hyde, 1979, 1980; Round &

Moss, 1984; Ormerod *et al.*, 1985; Ormerod & Tyler, 1987; Blanco *et al.*, 1996; Cuevas, 1997).

Con los datos de abundancia de las especies registrados en el campo se han calculado distintos índices de diversidad biológica: riqueza de especies (S), diversidad

biológica de Shannon (H') –expresada en nats, de acuerdo a la fórmula
$$H' = - \sum_{i=1}^{i=S} p_i \ln p_i$$
 (Shannon & Weaver, 1963)– y equitatividad (J') –de acuerdo a la expresión $J' = H' / \ln S$ (Pielou, 1975)–. Se recuerda que el valor de 4,16 nats se alcanza con 64 especies equiprobables (Tabla II. 10); o lo que es lo mismo, 6 bits de diversidad, que es considerado un valor excepcionalmente alto de diversidad (Margalef, 1991; Pineda *et al.*, 1981). La Tabla II. 10 muestra otras correspondencias entre las dos unidades de medida de H'.

Dado que los tramos fluviales muestreados presentan diferente longitud y esfuerzo de muestreo, fue necesario estandarizar los valores de riqueza, diversidad y equitatividad para hacerlos comparables. La estandarización de los valores de estos índices se realizó en función del número de individuos totales encontrados en el tramo fluvial (Homer, 1976; Potti, 1985; Magurran, 1989; Frances & Rathbun, 1998). Previamente, se comprobó que los valores de los índices se relacionaban significativamente con la abundancia total de aves en las zonas estudiadas.

Tabla II. 10. Correspondencia entre el número de especies equiprobables y los valores de diversidad de Shannon (H') medidos en bits y en nats.

Nº spp equiprobables	H' en bits	H' en nats
2	1,00	0,69
4	2,00	1,39
8	3,00	2,08
16	4,00	2,77
32	5,00	3,47
64	6,00	4,16

La estandarización se realizó elaborando curvas de acumulación de especies e interpolando los valores de riqueza, equitatividad y diversidad a un mismo número de individuos (en nuestro caso 400 aves). Para la construcción de estas curvas se utilizó la aplicación informática EstimateS (Colwell, [en línea]). La estandarización se realizó para todos los tramos fluviales excepto para uno (tramo M02 del río Manzanares), que fue eliminado por su insuficiente tamaño muestral (50 individuos). Los valores de diversidad de este tramo no fueron tenidos en cuenta en análisis numéricos posteriores.

La Figura II. 10 muestra un ejemplo del resultado del método de estandarización utilizado mediante curvas de acumulación, en este caso para los valores de riqueza (S).

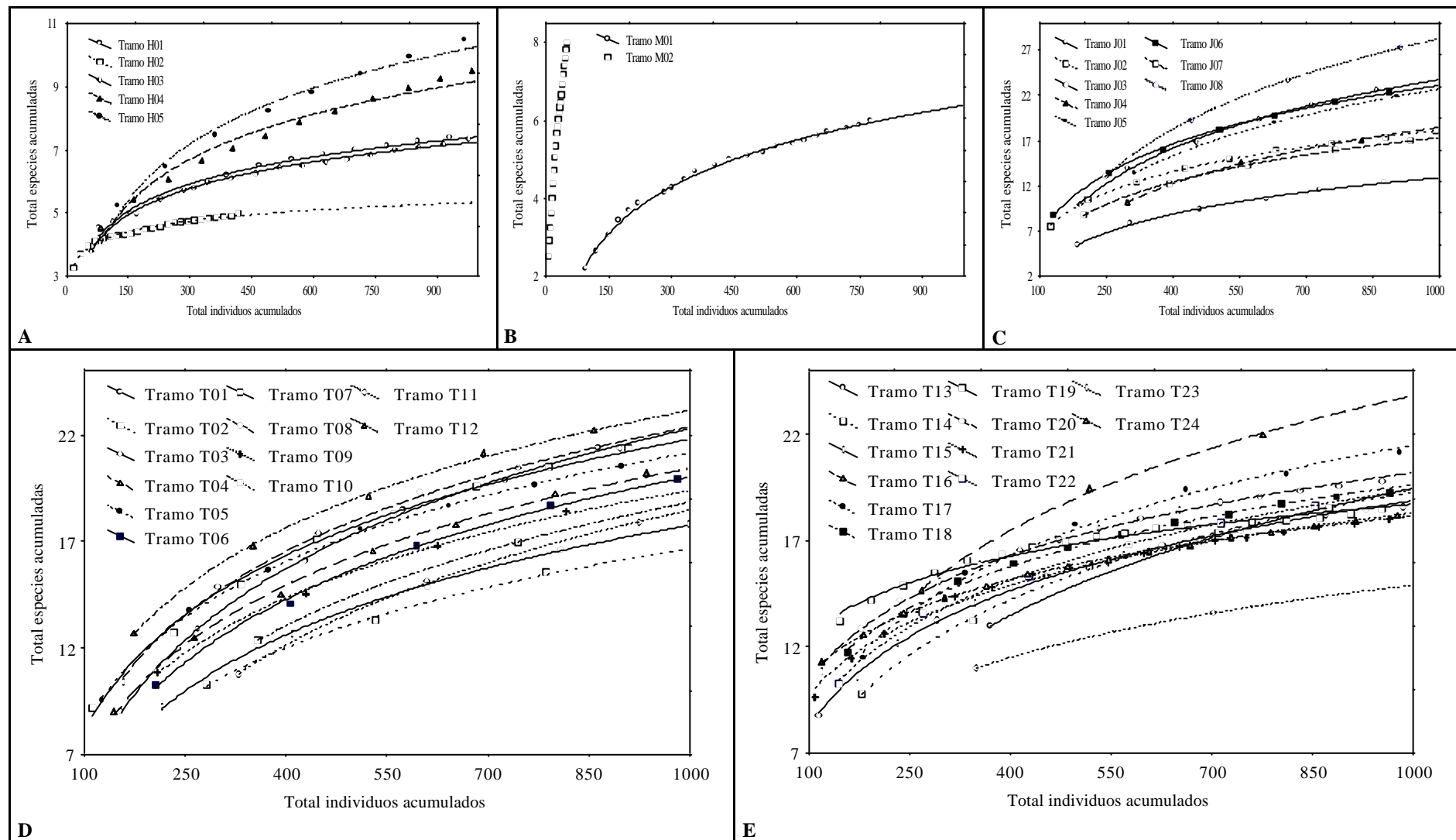


Figura II. 10. Curvas de acumulación de la riqueza de especies en función del número de individuos censados en los tramos fluviales. A) río Henares, B) río Manzanares, C) río Jarama, D) y E) río Tajo.

**III. Descripción general de la
comunidad de aves acuáticas**

III.1. Introducción y objetivos concretos

En este capítulo se aborda una descripción general de las comunidades de aves acuáticas, así como una valoración de los ríos de acuerdo a criterios de riqueza, diversidad y abundancia de estas comunidades. Se pretende con ello caracterizar la variabilidad espacial y temporal de estos parámetros analizando su relación con algunas variables ambientales de los ríos, como la calidad del agua y la estructura del hábitat fluvial. Los resultados permiten comparar las propiedades de la comunidad de aves acuáticas de los ríos estudiados con la de otros ecosistemas acuáticos (humedales) presentes en la zona centro de España.

La abundancia, rareza, riqueza y diversidad de especies han sido criterios frecuentemente utilizados para valorar la importancia ornítica de los ecosistemas acuáticos y priorizar así su grado de importancia nacional o internacional (UNESCO, 1971; Bezzel, 1976; Amat *et al.*, 1985; Ballarín, 1985; SEO/BirdLife. 1998a). La interpretación de estos parámetros se ha realizado desde una óptica fundamentalmente naturalística en este trabajo, asignándoles en la mayoría de los casos un valor de potencialidad. Este enfoque facilita la traducción de los resultados en acciones o planes convencionales de gestión ambiental.

En la descripción y valoración de los ecosistemas acuáticos, la elevada variabilidad temporal de sus efectivos poblacionales supone un obstáculo técnico a tener en cuenta. Muchas de sus especies son migradoras o realizan largos desplazamientos para buscar lugares idóneos donde invernar, criar o descansar (Cramp & Simmons, 1977, 1980, 1983; Acha y Velasco, 1992; Velasco, 1992a,b; Blanco *et al.*, 1994; Marcos *et al.*, 1995; Díaz *et al.*, 1996). Por este motivo, en este trabajo se contempla un ciclo anual completo, siendo uno de los pocos estudios de aves acuáticas que lo hace (Amat, 1984a; Robledano *et al.*, 1987).

III.2. Descripción general de la abundancia, riqueza y diversidad biológica

La Tabla III. 1 muestra la abundancia por kilómetro censado de río (IKA) de cada una de las poblaciones de aves encontradas. Para cada especie se indica también su pertenencia a alguna clase de dominancia y constancia, según los criterios propuestos por Alonso y Purroy (1979) y Alegre *et al.* (1987), respectivamente.

A lo largo de todo el muestreo anual, se han registrado 56 especies de aves acuáticas (Tabla III. 1).

Sólo cuatro especies superaron el umbral del 5% del total de aves censadas considerado por Alonso y Purroy (1979) para clasificar a una especie como dominante: ánade azulón (*Anas platyrhynchos*), gallineta común (*Gallinula chloropus*), focha común (*Fulica atra*) y gaviota reidora (*Larus ridibundus*). Si como recomiendan Kauppinen & Väisänen (1993), nos ceñimos al umbral del 10% para caracterizar a una especie como dominante, la lista anterior de especies se reduce a las tres primeras.

Respecto a la constancia, 23 especies presentaron una elevada fidelidad al ecosistema fluvial a lo largo de todo el año de seguimiento (especies constantes). De las restantes, 19 especies tuvieron una presencia irregular y sólo 14 una presencia esporádica. La elevada productividad de los ambientes fluviales puede explicar la constancia de muchas especies de aves acuáticas que explotan los recursos fluviales de forma asidua a lo largo de todos los períodos estacionales.

El grupo taxonómico (GAT) mejor representado en especies corresponde a las limícolas con 23 especies, seguido de las anátidas con 13 y de las garzas–cigüeñas con 9. Los láridos, rálidos, somormujos y cormoranes no superaron las 4 especies en ningún caso (Tabla III. 2).

Tabla III. 1. Abundancia media, expresada en número de aves por kilómetro de río censado (IKA), y otras propiedades de cada una de las 56 especies de aves acuáticas registradas en la zona de estudio.

Especies	IKA medio anual \pm sd	% del total de aves	Dominancia	% quincenas con presencia	Constancia
Agachadiza común (<i>Gallinago gallinago</i>)	0,26 \pm 0,28	0,35	Recesiva	75%	Constante
Agachadiza chica (<i>Lymnocryptes minimus</i>)	0,00 \pm 0,01	<0,00	Recesiva	21%	Irregular
Agachadiza real (<i>Gallinago media</i>)	0,00 \pm 0,00	<0,00	Recesiva	4%	Esporádica
Aguja colinegra (<i>Limosa limosa</i>)	0,02 \pm 0,06	0,03	Recesiva	42%	Irregular
Alcaraván común (<i>Burhinus oedicephalus</i>)	0,03 \pm 0,05	0,04	Recesiva	50%	Irregular
Ánade azulón (<i>Anas platyrhynchos</i>)	17,83 \pm 7,19	23,48	Dominante	100%	Constante
Ánade friso (<i>Anas strepera</i>)	0,52 \pm 0,41	0,69	Recesiva	100%	Constante
Ánade rabudo (<i>Anas acuta</i>)	0,02 \pm 0,04	0,02	Recesiva	29%	Irregular
Andarríos bastardo (<i>Tringa glareola</i>)	0,02 \pm 0,05	0,03	Recesiva	33%	Irregular
Andarríos chico (<i>Actitis hypoleucos</i>)	0,98 \pm 1,43	1,30	Recesiva	100%	Constante
Andarríos grande (<i>Tringa ochropus</i>)	0,47 \pm 0,44	0,61	Recesiva	92%	Constante
Ánsar común (<i>Anser anser</i>)	0,01 \pm 0,03	0,02	Recesiva	25%	Irregular
Archibebe claro (<i>Tringa nebularia</i>)	0,03 \pm 0,04	0,03	Recesiva	79%	Constante
Archibebe común (<i>Tringa totanus</i>)	0,03 \pm 0,04	0,05	Recesiva	50%	Irregular
Archibebe oscuro (<i>Tringa erythropus</i>)	0,00 \pm 0,00	<0,00	Recesiva	4%	Esporádica
Avefría europea (<i>Vanellus vanellus</i>)	1,94 \pm 1,94	2,56	Influyente	96%	Constante
Avetorillo común (<i>Ixobrychus minutus</i>)	0,02 \pm 0,02	0,03	Recesiva	79%	Constante
Avoceta común (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	0,01 \pm 0,03	0,01	Recesiva	13%	Esporádica
Cerceta carretona (<i>Anas querquedula</i>)	0,01 \pm 0,02	0,01	Recesiva	17%	Esporádica
Cerceta común (<i>Anas crecca</i>)	0,32 \pm 0,35	0,42	Recesiva	75%	Constante
Cigüeña blanca (<i>Ciconia ciconia</i>)	0,13 \pm 0,13	0,17	Recesiva	96%	Constante
Cigüeña negra (<i>Ciconia nigra</i>)	0,00 \pm 0,02	0,01	Recesiva	4%	Esporádica
Cigüeñuela común (<i>Himantopus himantopus</i>)	2,93 \pm 4,96	3,86	Influyente	58%	Irregular
Combatiente (<i>Philomachus pugnax</i>)	0,06 \pm 0,10	0,08	Recesiva	50%	Irregular
Cormorán grande (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	2,72 \pm 3,29	3,58	Influyente	96%	Constante
Correlimos común (<i>Calidris alpina</i>)	0,01 \pm 0,02	0,01	Recesiva	33%	Irregular
Correlimos de Temminck (<i>Calidris temminckii</i>)	0,00 \pm 0,00	<0,00	Recesiva	4%	Esporádica
Correlimos menudo (<i>Calidris minuta</i>)	0,04 \pm 0,09	0,05	Recesiva	29%	Irregular
Correlimos zarapitín (<i>Calidris ferruginea</i>)	0,02 \pm 0,05	0,02	Recesiva	21%	Irregular
Cuchara común (<i>Anas clypeata</i>)	0,88 \pm 1,15	1,17	Recesiva	92%	Constante
Chorlitejo chico (<i>Charadrius dubius</i>)	0,86 \pm 1,07	1,13	Recesiva	75%	Constante
Chorlitejo grande (<i>Charadrius hiaticula</i>)	0,00 \pm 0,01	<0,00	Recesiva	17%	Esporádica
Chorlito dorado europeo (<i>Pluvialis apricaria</i>)	0,00 \pm 0,00	<0,00	Recesiva	4%	Esporádica
Focha común (<i>Fulica atra</i>)	12,30 \pm 3,75	16,20	Dominante	100%	Constante
Fumarel cariblanco (<i>Chlidonias hybridus</i>)	0,00 \pm 0,00	<0,00	Recesiva	4%	Esporádica
Fumarel común (<i>Chlidonias niger</i>)	0,00 \pm 0,14	0,05	Recesiva	33%	Irregular
Gallineta común (<i>Gallinula chloropus</i>)	17,40 \pm 6,67	22,92	Dominante	100%	Constante
Garceta común (<i>Egretta garzetta</i>)	0,26 \pm 0,10	0,34	Recesiva	100%	Constante
Garcilla bueyera (<i>Bubulcus ibis</i>)	3,08 \pm 2,09	4,06	Influyente	100%	Constante
Garcilla cangrejera (<i>Ardeola ralloides</i>)	0,00 \pm 0,01	0,01	Recesiva	13%	Esporádica
Garza imperial (<i>Ardea purpurea</i>)	0,01 \pm 0,02	0,01	Recesiva	33%	Irregular
Garza real (<i>Ardea cinerea</i>)	0,71 \pm 0,55	0,94	Recesiva	96%	Constante
Gaviota reidora (<i>Larus ridibundus</i>)	7,04 \pm 9,61	9,28	Dominante	100%	Constante
Gaviota sombría (<i>Larus fuscus</i>)	0,25 \pm 0,46	0,33	Recesiva	58%	Irregular
Malvasía híbrida (<i>Oxyura leuc. x jamaic.</i>)	0,00 \pm 0,01	<0,00	Recesiva	25%	Irregular
Martinete común (<i>Nycticorax nycticorax</i>)	0,51 \pm 0,37	0,68	Recesiva	100%	Constante
Pato colorado (<i>Netta rufina</i>)	0,02 \pm 0,02	0,02	Recesiva	67%	Irregular
Porrón europeo (<i>Aythya ferina</i>)	1,37 \pm 1,08	1,80	Recesiva	100%	Constante
Porrón moñudo (<i>Aythya fuligula</i>)	0,43 \pm 1,03	0,62	Recesiva	63%	Irregular
Porrón pardo (<i>Aythya nyroca</i>)	0,00 \pm 0,00	<0,00	Recesiva	13%	Esporádica
Rascón europeo (<i>Rallus aquaticus</i>)	0,00 \pm 0,00	<0,00	Recesiva	4%	Esporádica
Silbón europeo (<i>Anas penelope</i>)	0,04 \pm 0,06	0,05	Recesiva	50%	Irregular
Somormujo lavanco (<i>Podiceps cristatus</i>)	0,05 \pm 0,03	0,07	Recesiva	100%	Constante
Zampullín cuellinegro (<i>Podiceps nigricollis</i>)	0,00 \pm 0,01	<0,00	Recesiva	13%	Esporádica
Zampullín común (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	2,15 \pm 0,74	2,84	Influyente	100%	Constante
Zarapito trinador (<i>Numenius phaeopus</i>)	0,00 \pm 0,00	<0,00	Recesiva	4%	Esporádica

El GAT más abundante en número de individuos corresponde a los rálidos con un total de 59.152 aves censadas (39%), seguido de las anátidas con 42.799 (28%). La dominancia de estos dos grupos responde en gran medida a la presencia de algunas especies muy generalistas como la gallineta común (rálidos) y el ánade azulón (anátidas) (Maisonneuve *et al.*, 2000a; Crozier & Gawlik, 2002). Las limícolas suman 15.395 individuos (10%), los láridos 14.612 (10%), las garzas y cigüeñas 9.437 (6%), y los cormoranes 5.417 (4%), siendo los somormujos los menos numerosos con un total de 4.399 individuos censados (3%).

Tabla III. 2. Número de especies y de individuos de cada GAT registrados en la totalidad de los censos.

GATs	Número de especies registradas	Número de aves censadas
Somormujos	3	4.399
Cormoranes	1	5.417
Garzas y Cigüeñas	9	9.437
Anátidas	13	42.799
Rálidos	3	59.152
Limícolas	23	15.395
Láridos	4	14.612
Total	56	151.211

En conjunto, estos resultados denotan una gran dominancia de un número reducido de especies en las comunidades de aves acuáticas que pueblan los ríos considerados. Éstas se incluyen básicamente en cuatro grupos taxonómicos: rálidos, anátidas, limícolas y láridos. El hecho de que no muestren un carácter dominante otras aves en los ríos parece deberse a dos causas principales. Una primera al elevado nivel de alteración alcanzado en la mayoría de los tramos fluviales, que favorece básicamente a las especies más flexibles en detrimento de las especialistas (Green & Hilton, 1998; Guillemain *et al.*, 2000a; Marsden & Bellamy, 2000). Y en segundo lugar, al carácter estacional de algunas de las aves que ocupan los ríos en un ambiente mediterráneo como éste. El hecho de que estas últimas ocupen los cauces fluviales durante épocas determinadas del año, da globalmente

un mayor protagonismo a las especies sedentarias como la focha común, la gallineta común o el ánade azulón. No obstante, a pesar de la estacionalidad de muchas de las especies, y a tenor de los datos registrados de constancia de las poblaciones, la presencia de especies migratorias en los ríos se prolonga a lo largo de una gran parte del año aunque con una abundancia de individuos reducida en las épocas más desfavorables.

Aunque las dos especies detectadas más comunes en los ríos –ánade azulón y gallineta común– no muestren una clara preferencia por la ocupación de este tipo de ecosistemas acuáticos, dada su presencia documentada en otros muchos ambientes (Cramp & Simmons, 1980; Asensio, 1989); para algunas aves estacionales como las limícolas, los ríos pueden desempeñar un papel muy importante en su ecología. Éste podría ser el caso de la cigüeñuela común, donde los ríos constituyen el hábitat ideal para su nidificación, o de la avefría europea.

Por otro lado, los resultados permiten destacar también la importancia de los ríos para las garzas y las cigüeñas. Estas aves muestran una considerable independencia de los medios acuáticos en favor de los terrestres (por ejemplo, para la alimentación muchas garzas seleccionan ambientes básicamente terrestres como los pastizales). Los ríos, sin embargo, ofrecen una mayor oportunidad de coexistencia de ambientes terrestres y acuáticos por unidad de superficie. Es decir, dada su configuración lineal y carácter ecotónico, los ríos maximizan la frontera tierra-agua, lo que podría favorecer su ocupación por especies acuáticas no estrictas (Dimalexis *et al.*, 1997; Buckton & Ormerod, 2002).

La Tabla III. 3 muestra para cada río censado la abundancia media y máxima, expresada como número de individuos por quincena, de las aves con mayor representación en el área del estudio. La abundancia media de fochas y algunas anátidas –especies de alto interés cinegético (Erwin, 2002; Mauchamp *et al.*, 2002; Stevens *et al.*, 2003)–, alcanza valores elevados en el conjunto de los ríos estudiados: 1.480 ánades azulones, 1.021 fochas comunes, 114 porrones europeos (*Aythya ferina*), 73 cucharas comunes (*Anas clypeata*), 43 ánades frisos (*Anas strepera*). Si los datos los referimos a valores de abundancia máxima, registrados en cualquier quincena –por lo general durante la invernada y paso migratorio (SEO/BirdLife, 1998a,b, 1999)–, los valores máximos alcanzados son muy altos: hasta

2.684 ánades azulones durante la segunda quincena de noviembre, 2.851 gallinetas comunes y 1.527 fochas comunes durante la primera quincena de diciembre.

Tabla III. 3. Abundancia media y máxima, expresada como número de individuos/quincena, de las especies más representativas de la zona en cada uno de los ríos estudiados.

Especies	Henares	Manzanares	Jarama	Tajo	Total ríos	Nº máximo de individuos
Ánade azulón	78	–	74	1.329	1.480	2.684
Gallineta común	149	2	397	896	1.444	2.851
Focha común	52	–	166	803	1.021	1.527
Gaviota reidora	40	4	332	209	585	2.699
Garcilla bueyera	5	27	84	140	256	531
Cigüeñuela común	–	–	164	79	243	1.553
Cormorán grande	–	–	10	216	226	775
Zampullín común	23	–	42	114	179	299
Avefría europea	4	–	107	50	161	513
Porrón europeo	–	–	33	80	114	361
Andarríos chico	3	1	37	42	82	439
Cuchara común	–	–	16	57	73	340
Chorlitejo chico	–	–	30	41	71	301
Garza real	–	–	4	55	59	149
Ánade friso	–	–	2	41	43	128

La Tabla III. 4 muestra el número de aves acuáticas registradas en los censos invernales de humedales catalogados en la CM durante el año 1994, en comparación con los valores obtenidos en los ríos de la zona de estudio. Aunque las abundancias tienden a ser algo más bajas en los ríos, en estos últimos se alcanzan mayores valores de riqueza de especies invernantes (33 especies frente a 24). Esto puede responder a la gran disparidad ambiental y diversidad de microambientes fluviales, que permite la coexistencia de un gran número de especies de aves acuáticas, y a la naturaleza artificial de muchos de los humedales catalogados de la CM (graveras y embalses, sobre todo) que favorece una gran profundidad de la cubeta y limita la presencia de ciertas especies de aves acuáticas. Este predominio del componente acuático frente al terrestre, asociado a la gran extensión de los humedales catalogados, propicia una baja representación de los grupos con una mayor dependencia de los sustratos terrestres como las limícolas, garzas y cigüeñas (agachadizas,

andarríos, avetorillo común, garza real, garceta común, garcilla bueyera o martinete común), que aparece mejor representadas en los tramos fluviales.

Tabla III. 4. Abundancia de aves acuáticas invernantes en 25 humedales catalogados de la CM y en los 39 tramos fluviales considerados en este estudio (datos referidos a enero de 1994).

Especies	Humedales*	Ríos estudiados
Agachadiza común (<i>Gallinago gallinago</i>)	1	41
Agachadiza chica (<i>Lymnocryptes minimus</i>)	–	1
Aguilucho lagunero (<i>Circus aeruginosus</i>)	4	–
Ánade azulón (<i>Anas platyrhynchos</i>)	4.921	1.189
Ánade friso (<i>Anas strepera</i>)	368	38
Ánade rabudo (<i>Anas acuta</i>)	–	1
Andarríos chico (<i>Actitis hypoleucos</i>)	–	9
Andarríos grande (<i>Tringa ochropus</i>)	1	15
Ánsar común (<i>Anser anser</i>)	4	3
Archibebe claro (<i>Tringa nebularia</i>)	–	2
Avefría europea (<i>Vanellus vanellus</i>)	276	363
Avetorillo común (<i>Ixobrychus minutus</i>)	–	1
Avoceta común (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	–	1
Cerceta común (<i>Anas crecca</i>)	503	44
Cigüeña blanca (<i>Ciconia ciconia</i>)	31	10
Cormorán grande (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	407	505
Correlimos común (<i>Calidris alpina</i>)	–	1
Correlimos zarapitín (<i>Calidris ferruginea</i>)	–	1
Cuchara común (<i>Anas clypeata</i>)	1.555	130
Focha común (<i>Fulica atra</i>)	597	1.331
Gallineta común (<i>Gallinula chloropus</i>)	21	1.117
Garceta común (<i>Egretta garzetta</i>)	–	22
Garcilla bueyera (<i>Bubulcus ibis</i>)	–	23
Garza real (<i>Ardea cinerea</i>)	56	89
Gaviota patiamarilla (<i>Larus cachinnans</i>)	1	–
Gaviota reidora (<i>Larus ridibundus</i>)	3.219	1.170
Gaviota sombría (<i>Larus fuscus</i>)	248	61
Malvasía híbrida (<i>Oxyura leucocephala x jamaicensis</i>)	–	1
Martinete común (<i>Nycticorax nycticorax</i>)	–	25
Pato colorado (<i>Netta rufina</i>)	–	1
Porrón europeo (<i>Aythya ferina</i>)	2.386	77
Porrón moñudo (<i>Aythya fuligula</i>)	162	83
Rascón europeo (<i>Rallus aquaticus</i>)	2	–
Silbón europeo (<i>Anas penelope</i>)	72	14
Somormujo lavanco (<i>Podiceps cristatus</i>)	82	4
Zampullín común (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	31	267
Zampullín cuellinegro (<i>Podiceps nigricollis</i>)	35	–
Total de especies	24	33
Abundancia	14.983	6.640

* Embalses de Santillana, El Vellón, El Pardo, Los Arroyos, Valmayor, la Jarosa, Navacerrada, El Atazar, la Pinilla, Puentes Viejas, Riosequillo y San Juan, Graveras de Mejorada del Campo, Velilla (pueblo), Velilla (carretera), El Campillo, Las Madres, Arganda del Rey, San Martín de la Vega (parque), San Martín de la Vega (explotación) y Ciempozuelos, Mar de Ontígola, Laguna de San Juan, Casasola y San Galindo (SEO/BirdLife, 1994).

También parece influir en la menor riqueza de los humedales catalogados y censados en la Comunidad de Madrid, el hecho de que muchos de ellos, y en concreto los de mayor extensión (embalses de El Vellón, Valmayor, El Atazar y Puentes Viejas, entre otros), se localizan en zonas próximas a la cabecera fluvial donde la naturaleza oligotrófica de las aguas da lugar a una oferta trófica más limitada que los tramos bajos de los ríos estudiados.

III.3. Variación espacial de la abundancia y de la diversidad biológica

La Tabla III. 5 muestra los valores de abundancia total de aves así como los valores originales y estandarizados de riqueza, equitatividad y diversidad en los tramos fluviales censados. Según los valores estandarizados, los ríos con mayor riqueza y diversidad de especies son el Jarama y el Tajo. Los tramos medios y bajos del Tajo (T16–T24) alcanzan valores relativamente altos de diversidad, correspondiendo los valores absolutos más altos a los tramos T19 (2,05 nats), T12 (2,03 nats) y T24 (2,00 nats). El tramo J08 del río Jarama registra el valor máximo de riqueza de especies (18 especies), debido seguramente a que sus cauces propician una mayor representación del grupo taxonómico más diverso: las limícolas.

Los tramos menos diversos corresponden por lo general al Manzanares y al Henares. El primero, con un elevado nivel de alteración, contiene un gran número de especies generalistas que ocupan esporádicamente los cursos fluviales de una forma dominante (el mínimo valor de equitatividad registrado fue en un tramo del Manzanares; 0,34). El río Henares, que a simple vista presenta una menor diversidad de ambientes propicios para las aves acuáticas, registra en general pocas especies y una mayor equitatividad (Cuevas, 1997).

Tabla III. 5 Valores de abundancia y de diversidad de aves acuáticas obtenidos en cada uno de los tramos fluviales censados. (S= riqueza total; H'= diversidad de Shannon y J'= equitatividad).

Tramos	Longitud (km)	Abundancia total de aves	Valores originales			Valores estandarizados		
			S	H'	J'	<i>S</i> 400 ind.	<i>H'</i> 400 ind.	<i>J'</i> 400 ind.
H01	3,5	1.871	9	1,37	0,62	6	1,35	0,75
H02	1,5	417	5	1,16	0,72	5	1,16	0,72
H03	2,0	1.373	8	1,13	0,54	6	1,11	0,62
H04	2,5	2.011	11	1,24	0,52	7	0,97	0,50
H05	2,0	2.903	14	1,62	0,62	8	1,33	0,64
M01	1,0	777	6	0,54	0,30	5	0,55	0,34
M02	1,5	50	8	1,36	0,65	—	—	—
J01	4,5	3.804	18	1,20	0,42	9	0,96	0,44
J02	3,5	2.584	21	1,97	0,65	14	1,77	0,67
J03	4,0	3.721	35	2,10	0,59	16	1,80	0,65
J04	7,0	6.931	36	2,04	0,57	12	1,59	0,64
J05	3,0	7.372	37	2,16	0,60	15	1,59	0,59
J06	2,5	3.124	32	2,22	0,64	16	1,89	0,68
J07	2,0	4.730	25	2,09	0,65	12	1,66	0,67
J08	2,0	5.597	44	2,50	0,66	18	1,92	0,66
T01	1,0	3.483	33	1,95	0,56	16	1,69	0,61
T02	2,5	6.511	27	1,73	0,53	12	1,53	0,62
T03	1,5	4.902	24	1,70	0,53	13	1,52	0,59
T04	1,0	3.278	26	2,22	0,68	15	1,84	0,68
T05	1,0	3.169	27	1,96	0,59	16	1,78	0,64
T06	1,5	4.865	28	1,68	0,50	14	1,53	0,58
T07	2,5	2.763	28	1,84	0,55	16	1,74	0,63
T08	1,5	3.695	29	1,99	0,59	17	1,83	0,65
T09	1,0	5.058	29	1,63	0,48	14	1,55	0,59
T10	1,5	8.762	37	1,71	0,47	13	1,49	0,58
T11	1,0	7.461	28	1,61	0,48	12	1,33	0,54
T12	3,0	4.148	32	2,24	0,65	17	2,03	0,72
T13	3,0	8.770	35	1,93	0,54	13	1,64	0,64
T14	2,0	4.302	24	2,11	0,66	14	1,74	0,66
T15	1,0	1.391	20	1,97	0,66	15	1,86	0,69
T16	2,0	6.331	33	2,22	0,64	17	1,95	0,69
T17	2,0	3.986	28	2,24	0,67	16	1,99	0,72
T18	1,5	1.927	21	1,95	0,64	16	1,84	0,66
T19	1,0	1.146	19	2,10	0,71	17	2,05	0,72
T20	1,5	1.424	21	1,98	0,65	16	1,91	0,69
T21	1,0	1.291	19	1,93	0,66	15	1,82	0,67
T22	2,5	3.418	24	2,06	0,65	15	1,84	0,68
T23	2,0	10.404	20	1,91	0,64	11	1,59	0,66
T24	2,0	1.461	20	2,05	0,68	15	2,00	0,74

Cuando analizamos los valores originales de riqueza, diversidad y equitatividad de aves y de su abundancia, constatamos que no dependen de la longitud de los tramos (la correlación por rangos entre longitud y estos parámetros no es significativa en ningún caso). Sin embargo, la riqueza y equitatividad de especies sí que aparecen correlacionadas con la abundancia de aves ($r_s = 0,74$, $p < 0,001$ y $r_s = -0,38$, $p < 0,05$, respectivamente). Ésto denota una distribución selectiva de las especies en los ríos, independiente de la extensión de los tramos muestreados, que se manifiesta en una preferencia de las aves por tramos o unidades fluviales concretas debido a sus particulares características ambientales. Esta relación se estudia en profundidad en capítulos posteriores.

III.3.1. Diversidad de aves, calidad del agua y estructura del hábitat fluvial

La diversidad biológica es un buen indicador de cambios en los ecosistemas (Margalef, 1957, 1991; Pielou, 1975; Magurran, 1989). Para caracterizar estos cambios hemos analizado la relación de la diversidad biológica de las comunidades de aves con algunas variables ambientales de los ríos como la calidad del agua y otras referentes a la estructura del hábitat fluvial. Se pretende con ello identificar los factores que regulan su variación y la respuesta a diferentes situaciones de conservación del medio fluvial.

Para el análisis de la calidad del agua se han tenido en cuenta solamente ocho tramos fluviales, por ser los únicos de los que se dispuso de esta información, procedente de la Confederación Hidrográfica del Tajo (red COCA) y de la Comunidad de Madrid (red RECCA). Únicamente se consideraron aquellos datos de calidad que fueron registrados durante el mismo período en que se realizaron los censos de aves. Los parámetros utilizados han sido: oxígeno disuelto, sólidos en suspensión, pH, conductividad, demanda biológica de oxígeno (DBO), NH_4 y NO_3 .

En la caracterización de la estructura del hábitat se han considerado todas las variables geofísicas registradas durante los censos quincenales de aves acuáticas (ver Tabla. II. 9) con sus valores medios anuales. Los análisis numéricos realizados con estas variables consideraron 38 tramos fluviales, exceptuándose el tramo singular M02.

La Figura III. 1 muestra los valores de correlación de Pearson que resultan de relacionar la abundancia y los valores estandarizados de riqueza, diversidad de Shannon y equitatividad, con los parámetros de calidad del agua (se muestran sólo aquellos parámetros para los que se registra al menos una correlación significativa). De los siete parámetros de calidad testados, únicamente los sólidos en suspensión y la conductividad muestran una correlación significativa para todos los índices, salvo para la abundancia. La DBO también tiene una relación significativa (negativa) con los valores de equitatividad y diversidad biológica, pero no con el resto. El patrón de variación de los tres índices estandarizados tiende a coincidir en los parámetros de la Figura III. 1.

La respuesta negativa de la diversidad biológica al aumento de sólidos en suspensión y el de la DBO puede estar relacionado con una limitación física de acceso de las aves a la alimentación, causada por la contaminación orgánica (Weller, 1995; Bécares *et al.*, 2000). Stevens *et al.* (1997) detectaron mermas importantes en la densidad de aves acuáticas en el río Colorado achacables a la elevada turbidez generada por una regulación extrema de los caudales. Un número considerable de especies de aves acuáticas –anátidas, limícolas, somormujos– tienen una fuerte dependencia trófica de comunidades de macroinvertebrados acuáticos (Cramp & Simmons, 1977, 1980, 1983; Green & Hilton, 1998; Guillemain *et al.*, 2000a; Marsden & Bellamy, 2000). Es muy probable que aguas excesivamente turbias impidan a las aves acuáticas una captura eficaz de los macroinvertebrados. En situaciones extremas de muy alta contaminación orgánica, como sucede en algunos tramos bajos del río Manzanares, la ausencia de oxígeno disuelto en el agua podría hacer desaparecer la comunidad de macroinvertebrados (CEDEX, 1995).

Sin embargo, la elevada carga orgánica registrada en ciertos tramos se ha observado que favorece a especies de aves más oportunistas (Gallineta común, ánade azulón) y bien adaptadas a condiciones ambientales extremas (Cuevas, 1997; Maisonneuve *et al.*, 2000a; Crozier & Gawlik, 2002). En los tramos con una elevada contaminación orgánica se registra una baja diversidad de especies y una pérdida de equitatividad (Figura III. 1). La respuesta de las comunidades de aves acuáticas a la contaminación del agua se asemeja por tanto a la de procesos de eutrofización registrados en otras comunidades acuáticas (Margalef, 1991; Montalvo y Herrera, 1993) y terrestres (Montalvo, 1991).

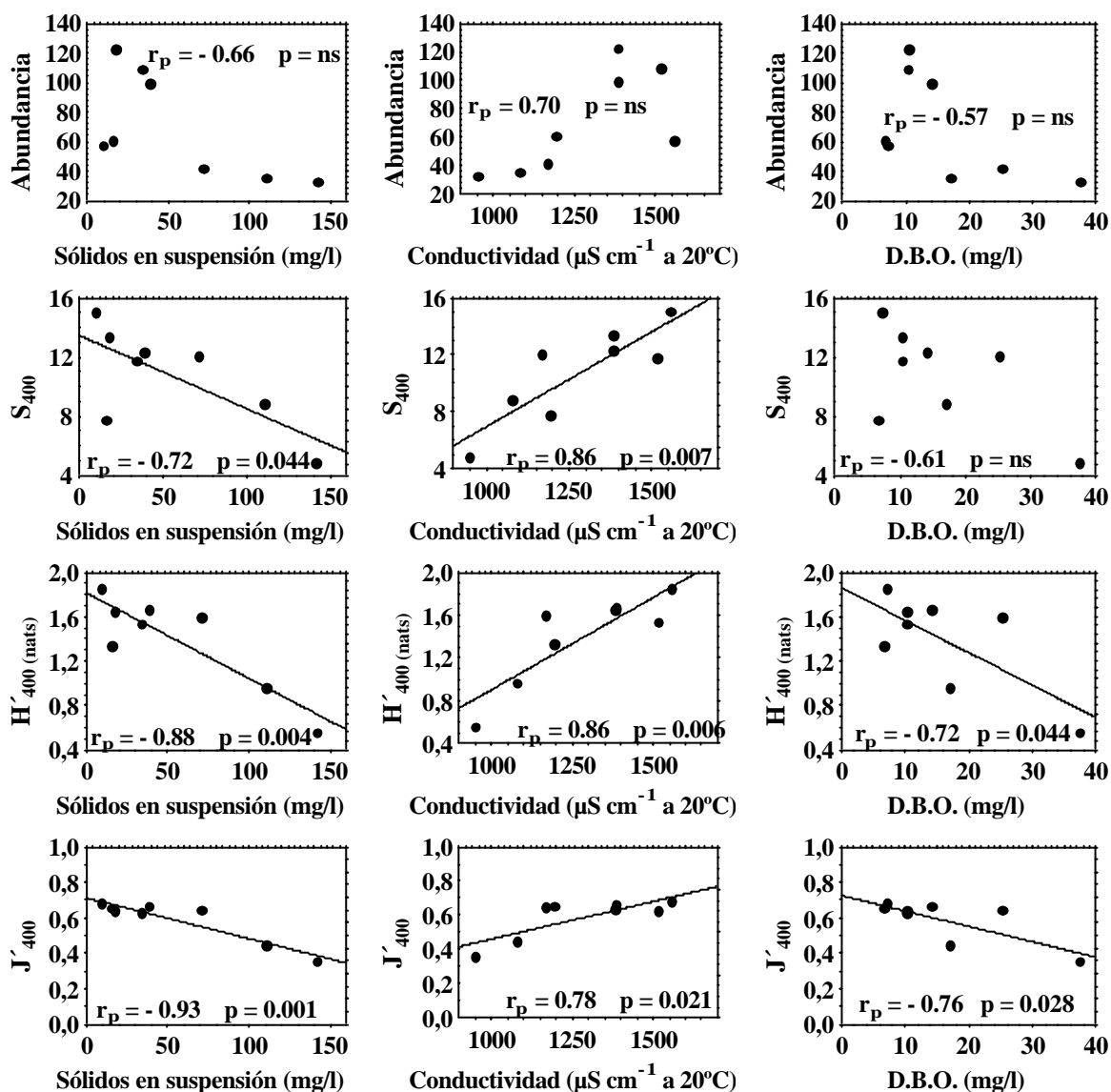


Figura III. 1. Gráficas y valores que resultan al correlacionar diferentes índices de las comunidades de aves acuáticas con los parámetros de calidad de las aguas en los tramos fluviales. El resto de los parámetros de calidad no mostraron ningún tipo de correlación significativa.

Los parámetros de diversidad muestran una respuesta positiva al aumento de la conductividad. Hay que señalar que esta variable no presenta una asociación clara ni directa con la alteración antrópica de los ríos, salvo en casos muy particulares de vertidos. Su variación depende más de otros aspectos como la composición mineral de la cuenca o la proximidad del tramo a la cabecera del río (Montes *et al.*, 1987). Giller & Malmqvist (1998) interpretan que la concentración de iones en aguas de ambientes lóticos depende sobre todo de la naturaleza del sustrato de sus cuencas (arenas, arcillas, yesos, etc.). Los

cuatro ríos censados en este estudio presentan distintas naturalezas mineralógicas asociadas a sus respectivas cuencas de drenaje. Según el tramo considerado predomina un tipo u otro de sustrato. Por tanto, la correlación positiva observada entre este parámetro y la diversidad podría no deberse a un efecto directo de la actividad humana sobre el medio (alteración de la calidad de las aguas) sino a una respuesta indirecta de las aves al tipo de sustrato que influye a su vez sobre la vegetación y la comunidad de macroinvertebrados acuáticos.

La Tabla III. 6 muestra los valores de correlación de Pearson estadísticamente significativos ($p < 0,05$) que resultan de relacionar los valores estandarizados de riqueza, equitatividad y diversidad de Shannon con las características de la estructura del hábitat fluvial que pudieron ser expresadas cuantitativamente. En general, la diversidad y la riqueza de especies muestran un comportamiento parecido. Un número considerable de características estructurales de los ríos se correlacionan significativamente con ellos y con idéntico signo. Entre estos parámetros destacan la relación positiva con la anchura de la lámina de agua (AR) y del cauce fluvial (AC). Una ancha sección fluvial (tanto acuática como terrestre) permite probablemente una mayor variedad de microambientes y sustratos, y con ello una mayor representación de las especies de aves. De hecho, algunas variables asociadas a la tipología de los cauces, como la superficie cubierta por grava, limos, vegetación herbácea y arbolada en los cauces u orillas, se relacionan también positivamente con la riqueza y en algunos casos con la diversidad (H') de las aves acuáticas. Esto sucede también, aunque en menor intensidad, con la presencia de graveras, cuyo abandono genera humedales artificiales de interés para un gran número de especies de aves (Cantos y Asensio, 1990; SEO/BirdLife, 1998a), aspecto que se refleja también en los propios ríos dada su proximidad (Stevens *et al.*, 2003).

Otro parámetro que se correlaciona positivamente es la presencia de islas temporales (IT) en el curso del río. Durante los censos se pudo comprobar que muchas especies explotaban los recursos tróficos que estacionalmente ofrecen estos ambientes. Las islas constituyen áreas de resguardo para las aves frente a depredadores terrestres (Jobin & Picman, 1997), lo que favorecería su elevado uso por las aves (Figuerola *et al.*, 2002).

Ackerman *et al.* (2003) proponen como medida para evitar la depredación en anátidas por grandes mamíferos terrestres la creación de islas.

La única variable que muestra una relación alta pero negativa con la riqueza y la diversidad de especies es la presencia de cortados fluviales. En el área de estudio, la presencia de éstos en las zonas adyacentes a los cauces se asocia a tramos encajados con escasa anchura de cauce no inundado, lo que podría explicar esta relación al restringir la oferta de microambientes a las aves acuáticas.

Tabla III. 6. Valores significativos ($p < 0,05$) de correlación de Pearson obtenidos al relacionar características del hábitat fluvial con diferentes índices de diversidad de las comunidades de aves acuáticas.

Características del hábitat	$S_{400 \text{ ind.}}$	$H'_{400 \text{ ind.}}$	$J'_{400 \text{ ind.}}$
Anch. lámina agua (AR)	0,70 ***	0,63 ***	0,28 ns
Anch. cauce fluvial (AC)	0,65 ***	0,60 ***	0,31 ns
% grava cauce distal (CP)	0,52 ***	0,48 **	0,28 ns
% herbáceo cauce distal (CH)	0,56 ***	0,37 *	-0,10 ns
% herbáceo orilla (CH)	0,53 ***	0,42 ns	0,00 ns
% Islas temporales (IT)	0,44 **	0,39 *	0,21 ns
% limos cauce distal (CL)	0,43 **	0,29 ns	0,07 ns
% arbolado cauce distal (CA)	0,38 *	0,30 ns	0,04 ns
% graveras cauce (GR)	0,34 *	0,28 ns	0,13 ns
% graveras adyacentes (MGR)	0,32 *	0,22 ns	0,06 ns
% vegetación palustre (VP)	-0,14 ns	0,07 ns	0,35 *
% cortados adyacentes (COR)	-0,63 ***	-0,52 ***	-0,08 ns

La Tabla III. 7 muestra las relaciones estadísticamente significativas entre los distintos índices de diversidad y las características del hábitat fluvial de tipo cualitativo: contaminación aparente de las aguas, accesibilidad de los tramos y presencia de ganado. Los tramos con mayor contaminación aparente (alta y muy alta) parecen promover una pérdida de equitatividad, favoreciendo posiblemente la dominancia de las especies más generalistas. De forma general, los tramos fluviales menos accesibles presentan un mayor número de especies, probablemente al incidir sobre el descanso y el mantenimiento diario de las aves. La presencia de ganado en las áreas adyacentes a los ríos, favorece también

tanto a la riqueza como a la diversidad de las aves acuáticas. Ciertas aves acuáticas, como la garcilla bueyera, avefría europea y algunas limícolas (Cramp & Simmons, 1977) utilizan los pastizales asociados a la ganadería cercanos a los ríos para su alimentación.

Tabla III. 7. Resultados de los análisis de la varianza (ANOVA) y de la t–student entre las variables cualitativas de la estructura de hábitat fluviales y los valores de diversidad estandarizados. Se incluyen solo los resultados significativos ($p < 0,05$).

Contaminación aparente del agua	Media	Alta	Muy alta	$F_{(2,35)}$
Valores medios de Equitatividad (J')	0,65 \mp 0,01	0,62 \mp 0,08	0,50 \mp 0,23	4,07 *
Accesibilidad	Buena	Regular	Mala	$F_{(2,35)}$
Valores medios de Riqueza (S)	10,85 \mp 4,71	14,35 \mp 2,21	16,50 \mp 0,71	5,81 **
Presencia de ganado	Sí	No		$t_{(36 \text{ gl})}$
Valores medios de Riqueza (S)	14,22 \mp 3,20	11,80 \mp 3,95		2,07 *
Valores medios de Equitatividad (J')	0,66 \mp 0,06	0,60 \mp 0,10		2,37 *
Valores medios de Diversidad (H')	1,73 \mp 0,26	1,46 \mp 0,38		2,71 **

III.4. Variación temporal de la abundancia y la diversidad

En este apartado se analiza la variación temporal de los valores originales (no estandarizados) de abundancia total de individuos, riqueza (S), diversidad de Shannon (H') y equitatividad (J') a lo largo de las 24 quincenas que componen un ciclo anual completo. Los valores quincenales se han calculado considerando los 39 tramos fluviales censados (ver Figura III. 2).

Los resultados muestran un comportamiento fluctuante en todos los parámetros considerados. El comportamiento sedentario o migratorio de las especies de aves acuáticas tiene mucho que ver con este resultado.

Los valores más altos de riqueza de especies se registran durante las épocas de migración, tanto postnupcial (meses de julio a septiembre con 35–39 especies) como prenupcial (meses de marzo y abril con 30–36 especies). Durante estos periodos, las comunidades de aves sedentarias se enriquecen con especies migratorias, en su mayor parte limícolas (Velasco, 1992a). La riqueza de especies de aves acuáticas durante la invernada también es importante, pero no tanto como durante los pasos migratorios. Este parámetro es sin embargo muy bajo durante la época de cría (finales de mayo–principios de junio), debido posiblemente a la presencia casi exclusiva de especies sedentarias y dominantes como la gallineta común, el ánade azulón y la focha común entre otros (Blanco, *et al.*, 1996; Cuevas, 1997). Gran parte de las limícolas y bastantes anátidas (los grupos con mayor número de especies), que ocupan los ríos de forma temporal durante la migración e invernada (De la Puente *et al.*, 1999), se retiran durante la cría a sus lugares de reproducción. Ello genera un balance negativo que se plasma en una reducción del número de especies durante esta época.

En términos de abundancia, el periodo invernal (noviembre–febrero), y en menor medida el estival (julio–agosto), presentan los valores más altos. En febrero se alcanzan los valores máximos absolutos con registros de hasta 10.360 aves en la segunda quincena. Ambos periodos de máxima abundancia coinciden, respectivamente con la recepción por parte de los ríos de una gran número de aves invernantes septentrionales y con el periodo postreproductor y consiguiente emancipación de aves juveniles.

Los valores mínimos de abundancia se registran durante los meses de primavera (marzo–junio), coincidiendo sobre todo con las primeras quincenas de la cría. En este momento, los ríos se encuentran ocupados por individuos adultos de especies casi exclusivamente reproductoras (época con los valores más bajos de riqueza) y con abundancias reducidas (entre 2.500 y 3.500 aves en la totalidad de los tramos). A medida que los individuos juveniles se independizan, aumenta el registro de abundancia de estas especies.

Es de destacar el gran paralelismo existente entre los comportamientos anuales de los valores de diversidad y de equitatividad, lo que indica que la diversidad responde con

preferencia a este último parámetro, y en menor medida a la riqueza. Este resultado explica en buena medida el comportamiento anual tan dinámico y variable de la diversidad, en consonancia con los fuertes contrastes poblacionales de las aves.

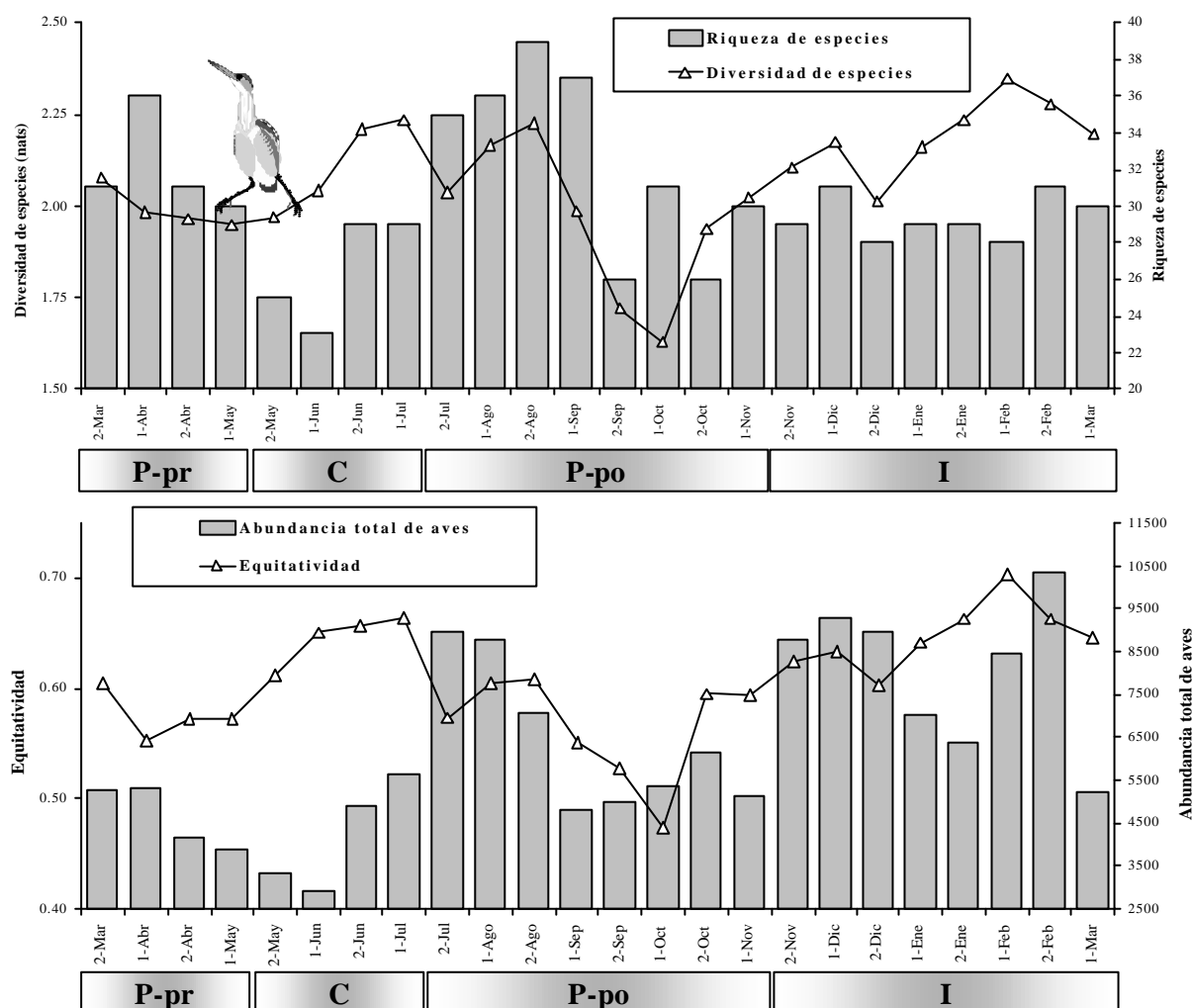


Figura III. 2. Variación anual de los valores de riqueza, diversidad (nats), abundancia total de individuos y equitatividad de especies en la zona de estudio (P-pr: paso prenupcial; C: cría; P-po: paso postnupcial; I: invernada).

La primera fase del periodo postnupcial (julio y agosto) registra valores altos de riqueza y de diversidad biológica, destacándose por tanto como una época de especial interés naturalístico.

Los valores máximos de diversidad, y análogamente los de equitatividad, se registran en dos periodos claramente diferenciados: durante la segunda mitad de la fase de cría y primera mitad de la postnupcial (junio–septiembre) y durante la invernada (enero–marzo). En los dos casos, y aunque presentan diferencias en cuanto a la abundancia total de aves (es menor en la fase de cría), existe una distribución más equitativa de especies sedentarias y migratorias. Durante la invernada, la llegada de individuos invernantes de otras zonas de España y Europa promueve una mayor equiprobabilidad de especies y consecuentemente una mayor diversidad. Los altos valores de diversidad registrados durante el invierno coinciden con los resultados de otros autores en el Parque Nacional de Doñana (Amat, 1981).

Los valores mínimos de diversidad y equitatividad no se corresponden con los mínimos de riqueza, y se registran en la segunda quincena de septiembre y primera de octubre, es decir, en la segunda mitad de la fase biológica identificada como paso postnupcial. Estas dos quincenas podrían constituir un estado tardío del paso postnupcial de aves y de transición hacia la invernada.

III.5. Conclusiones

Los ríos se manifiestan como hábitat de enorme interés para las aves acuáticas durante varias fases de su biología. Un mínimo de 56 especies de aves acuáticas ocuparon los cauces fluviales o sus riberas en la cuenca media del Tajo durante algún momento de sus ciclos biológicos. Esta riqueza es superior a la registrada en los humedales catalogados de la Comunidad de Madrid, si bien la abundancia de individuos es mayor en estos últimos.

Además de la apreciable diversidad ornítica asociada a estos ecosistemas, hay que resaltar la fidelidad de las especies que los pueblan. Más del 40% de las especies de aves acuáticas registradas los ocupan de una forma permanente, durante casi todo el periodo

anual estudiado. A estas especies se añaden otras, sobre todo migradoras, con una presencia más esporádica pero que contribuyen a enriquecer el valor naturalístico de los ríos.

Algunos componentes de la estructura del hábitat fluvial influyen de manera significativa sobre la riqueza y diversidad de la comunidad de aves acuáticas. Aspectos como la anchura de la lámina de agua y del cauce, la presencia de islas y la escasa accesibilidad contribuyen positivamente al enriquecimiento de estas comunidades. La presencia cercana de ganado (asociada a zonas de pastizal) es otra circunstancia que aumenta también la riqueza de aves.

Se observa una relación negativa entre la calidad de las aguas fluviales y la diversidad y riqueza de especies de aves acuáticas. Ésto podría responder a la limitación que la opacidad del agua tiene sobre la alimentación de algunos grupos de aves consumidoras de macroinvertebrados acuáticos o peces. La contaminación por sólidos en suspensión afectaría negativamente a las posibilidades de captura del alimento y también a la abundancia de invertebrados, peces y de ciertos productores primarios (algas y plantas acuáticas) (CEDEX, 1995; Carmona *et al.*, 1999; Bécares *et al.*, 2000), básicos en la alimentación de algunas aves acuáticas.

Al contrario que con la riqueza y la diversidad biológica, en los tramos con mayor grado de contaminación orgánica se alcanzan mayores valores de dominancia. El resultado es similar a los efectos observados en procesos de eutrofización en otras comunidades biológicas acuáticas (Margalef, 1991) y terrestres (De Miguel, 1989; Montalvo, 1991).

La abundancia y la diversidad biológica de las aves acuáticas en los ríos, muestran una marcada variación anual, asociada en gran medida al carácter migratorio de muchas de sus especies. Los máximos de riqueza se registran en los dos periodos migratorios de las aves (post y prenupcial), siendo la época reproductora la que acoge un menor número de especies. La época invernal se caracteriza por las mayores abundancias de individuos. Los valores máximos de riqueza y de diversidad biológica (H') no coinciden temporalmente a lo largo del año. Ésto es debido a que en los ríos, este último parámetro responde con

preferencia a variaciones de la abundancia de las aves –en concreto a la dominancia de unas pocas especies– y poco a las de la riqueza.

Las limícolas (con 23 especies de las 56), anátidas y garzas/cigüeñas son los grupos taxonómicos con mayor riqueza de especies de las contempladas. Estos grupos deberían tenerse muy en cuenta en los censos de aves acuáticas de ríos, centrados actualmente en anátidas y fochas invernantes. Otros grupos taxonómicos, también bien representados en los ríos, son los láridos, rálidos, somormujos y cormoranes. Rálidos y anátidas son los grupos con mayor abundancia de individuos. La dominancia de estos grupos responde a la gran abundancia de dos de sus especies más comunes: la gallineta común y el ánade azulón.

Los ríos Tajo y Jarama son los que acogen una mayor riqueza y diversidad de aves acuáticas. En los tramos medio–bajos del Tajo se registran los valores más elevados de diversidad (superiores a 2,00 nats), mientras que en algunos del Jarama se alcanzan los mayores valores de riqueza (18 especies). La gestión y conservación de algunos de estos tramos son compartidas administrativamente por las Comunidades Autónomas de Madrid (margen izquierda) y Castilla–La Mancha (margen derecha). Aunque la propuesta de Lugares de Importancia Comunitaria para la Red Natura 2000 de la CM incluye la totalidad de los ríos principales, incluido estos tramos (De Lucio *et al.*, 1997), esto no sucede con la propuesta de Red Natura 2000 de Castilla–La Mancha.

IV. Patrones de distribución temporal

IV.1. Introducción y objetivos concretos

Las comunidades de aves experimentan cambios cíclicos anuales que son especialmente marcados en climas templados y en áreas con grandes fluctuaciones climáticas como la región mediterránea (Amat, 1981; Herrera, 1981). Los cambios en la estructura y composición de las comunidades, originados por movimientos dispersivos y migratorios (Rolfe, 1966; Velasco, 1992a; Haig *et al.*, 1998) suelen responder a variaciones ambientales del medio, más o menos periódicas (Castro *et al.*, 2000). Esta dinámica permite a las aves optimizar el uso de los recursos ofrecidos por los ríos en cada periodo (Marqués & Vicente, 1999; Castro *et al.*, 2000).

La migración de aves a largas distancias (continentales) ha sido muy estudiada (Fasola & Canova, 1993; Skagen & Knopf, 1993; Skagen *et al.*, 1998). A esta escala, la migración de las aves que habitan latitudes septentrionales permite evitar las condiciones invernales desfavorables (Meltote, 1996). Por otro lado, la ausencia de condiciones óptimas para la nidificación en los lugares de invernada, fuerza a las aves a retornar a sus lugares de reproducción en el norte. Es aquí donde encuentran mejores posibilidades de nidificación, al sufrir una menor depredación en los nidos y al existir una mayor abundancia de alimento en la época de mayor necesidad nutricional (Pöysä, 1983a,b; McKinnon & Duncan, 1999; Sovada *et al.*, 2000).

La concentración de los estudios de migración de las aves a una escala intercontinental (largas distancias) ha favorecido una división “a priori” del ciclo anual en unas pocas estaciones. El año suele dividirse arbitrariamente en dos grandes épocas (reproducción e invernada), en tres (invernada, migración y reproducción) o en las cuatro estaciones características del clima mediterráneo (Potti, 1985; Davis *et al.*, 1989; Lorenzo, 1993; Fasola & Biddau, 1997; Weseloh *et al.*, 1997; Green *et al.*, 1999). Fijada previamente alguna de estas divisiones, los trabajos se centran en el conocimiento del comportamiento (en la mayoría de los casos, autoecológico) y de la estructura de las comunidades de aves en cada uno de ellos, muy especialmente en el de invernada (Ena y Purroy, 1983; Bermejo *et al.*, 1986; Cantos y Asensio, 1990; Acha y Velasco, 1992;

Blanco *et al.*, 1994; Johnson *et al.*, 1996; Del Moral *et al.*, 2002) y reproducción (Amat, 1982; Ulenaers & Dhondt, 1991; Martí *et al.*, 1994; Blanco *et al.*, 1996; Cuevas, 1997; Bélanger *et al.*, 1998; Mcauley *et al.*, 1998).

Algunos trabajos han cuestionado estas divisiones preestablecidas como representativas de la máxima segregación temporal de las comunidades. Robledano *et al.* (1992) describen para una comunidad de aves acuáticas de humedales costeros una mayor variación de su estructura entre meses que entre grandes estaciones del año. Amat (1981) detecta una dinámica bianual de la comunidad de anátidas en el Parque Nacional de Doñana y la asocia a condiciones de carencia o abundancia de agua. En cualquier caso, las divisiones deberían basarse en el conocimiento de la escala de máxima segregación temporal, escala que puede variar según el rango de variación temporal considerado (diario, quincenal, mensual, anual, etc.) (De Pablo *et al.*, 1982; De Miguel *et al.*, 1991). Ésto es particularmente necesario cuando se analizan patrones temporales en territorios poco extensos, como los ríos y humedales, donde la importancia de la migración de larga distancia puede quedar enmascarada por desplazamientos dispersivos cortos entre hábitat más o menos cercanos (Gómez y De Juana, 1984).

En este capítulo se pretende identificar y caracterizar los patrones de variación temporal de la composición de las comunidades de aves acuáticas a una escala espacial de gran detalle, como son los tramos fluviales de la cuenca media del río Tajo. La variación de las comunidades a lo largo de un ciclo anual completo es analizada a muy diferentes escalas o subdivisiones del ciclo, con el fin de encontrar la escala de máxima segregación temporal. Obtenida esta escala, cada uno de los periodos anuales identificados es descrito en función de sus especies dominantes y características. Complementariamente, se calcula el grado de especialización (nicho temporal) de cada una de las especies de aves a diferentes escalas temporales. Esta información resulta de utilidad en posibles planes o acciones de conservación de las especies.

IV.2. Método

Se parte de una matriz de abundancias medias de las 56 especies de aves acuáticas registradas en las 24 quincenas que completan un ciclo anual. Al disponerse de un ciclo anual completo, es posible descomponer el ciclo partiendo en cada caso de una quincena diferente. Con esta estrategia se obtienen 24 transectos temporales cuya única diferencia es la quincena de inicio y final de la secuencia anual, manteniéndose el orden cronológico en todos los casos (Bayo, 1985, 1991a; De Miguel *et al.*, 1991).

El método utilizado para encontrar la escala de máxima segregación temporal se basó en el concepto de diversidad beta, que permite detectar cambios en la estructura de un conjunto ordenado de observaciones (Margalef, 1957; Pineda *et al.*, 1981). Concretamente, los índices utilizados están basados en el teorema de la entropía total (Pielou; 1975; Pineda *et al.*, 1981):

$$H(sp.q) = H(sp) + H(q/sp)$$

donde $H(sp.q)$ expresa la entropía total del sistema, $H(sp)$ la entropía debida a las especies y $H(q/sp)$ la entropía de las observaciones condicionada a las especies. Este último parámetro constituye una medida de la amplitud promedio del nicho del conjunto de las especies de la comunidad y su cálculo, que se realiza sobre una matriz de “r” filas (en nuestro caso especies) por “c” columnas (en nuestro caso quincenas), es el siguiente:

		Quincenas							
Especies		U_{11}	U_{12}	U_{13}	.	.	.	U_{1c}	U_{1-}
		U_{21}	U_{22}	U_{23}	.	.	.	U_{2c}	U_{2-}
		U_{31}	U_{32}	U_{33}	.	.	.	U_{3c}	U_{3-}
	
	
	
		U_{r1}	U_{r2}	U_{r3}	.	.	.	U_{rc}	U_{r-}
		U_{-1}	U_{-2}	U_{-3}	.	.	.	U_{-c}	

$$H(q/sp) = \sum_{i=1}^r \left[- \sum_{j=1}^c p_{ij} \log_2 p_{ij} \right] p_i$$

Donde:

$$p_{ij} = \frac{U_{ij}}{U_{i-}}$$

$$p_i = \frac{U_{i-}}{\sum_{i=1}^r \sum_{j=1}^c U_{ij}}$$

Con el fin de hacer comparable $H(q/sp)$ para matrices con diferente número de observaciones temporales (c), el valor se estandariza dividiéndolo por el valor máximo posible: $\log_2 c$ (Pineda *et al.*, 1981):

$$A = H(q/sp) / \log_2 c \qquad \text{Amplitud Promedio de nicho}$$

Siendo c el número de quincenas analizadas en cada caso

El valor de A se ha calculado para diferentes subdivisiones de cada uno de los 24 transectos temporales que resultan de comenzar el ciclo anual por una quincena distinta (ver Figura IV. 1). En cada transecto, el valor de A fue calculado para cada división del conjunto de quincenas en 24, 12, 8, 6, 4, 3 y 2 grupos de idéntica magnitud. El valor absoluto más bajo de A para cualquiera de las subdivisiones y transectos analizados da idea de la escala (grano) de máxima segregación temporal de la comunidad de aves, es decir la escala a la que se distinguen los grupos de comunidades más diferentes (Bayo, 1985, 1991a; Pineda *et al.*, 1981; De Miguel *et al.*, 1991). El método tiene una limitación, y es que usa subdivisiones de igual tamaño, que no tiene por que ajustarse totalmente a la realidad. Es por ello que en una fase posterior se analiza la segregación interna de cada uno de los grupos de quincenas identificados con el fin de evaluar su integridad ecológica.

El método ha sido por tanto de tipo divisivo, subdividiendo progresivamente al año en un número diferente de partes iguales y consecutivas en el tiempo. Este criterio de correlatividad temporal de las observaciones es útil cuando se analizan sucesos de naturaleza agregada (Bayo, 1991a; Cuevas *et al.*, 2000a). Es importante considerar que, en términos de planificación y gestión del medio natural, el parecido estructural de las comunidades entre quincenas o meses sucesivos puede ser tanto o más importante que el existente entre observaciones espaciadas en el tiempo. Abordar el análisis espectral mediante divisiones correlativas del ciclo anual, permite detectar la escala de agregación más heterogénea posible.

Valores mínimos de A obtenidos para un número bajo de agrupaciones de quincenas (2 grupos de 12 quincenas cada uno, como caso extremo) expresarían una situación de organización temporal de “grano grueso”, al indicar una segregación de la

comunidad ajustada a una escala temporal de poco detalle. Por el contrario, valores mínimos de A obtenidos para un número elevado de agrupaciones de quincenas (24 grupos de una quincena cada uno, como caso extremo) expresarían una situación de “grano fino” al indicar una máxima segregación ajustada a muchos periodos temporales de escasa amplitud (escala de mucho detalle temporal).

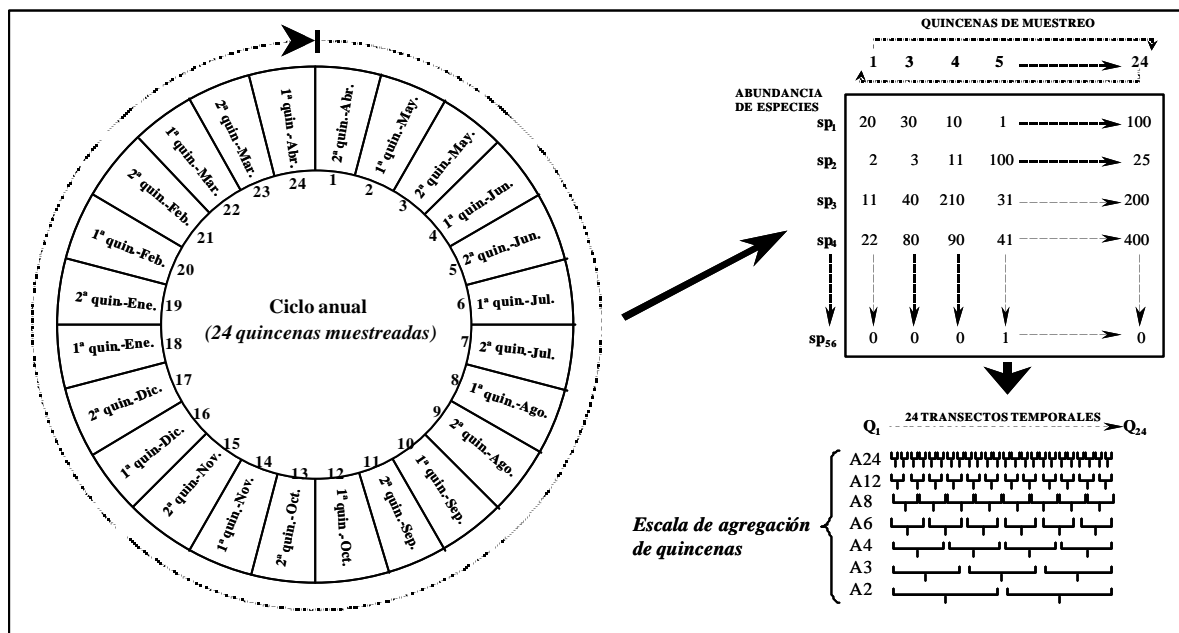


Figura IV. 1. Esquema metodológico utilizado para el estudio de los patrones temporales de la comunidad de aves acuáticas. El estudio consideró 24 posibilidades de rotación del ciclo anual de acuerdo a la quincena de inicio del ciclo. Para cada uno de los 24 transectos temporales resultantes se generó una matriz de datos con una fecha de inicio y fin diferente en cada caso, pero manteniendo siempre el orden cronológico. Cada matriz fue posteriormente analizada a diferentes escalas de agregación de las quincenas.

La utilización de la amplitud de nicho ha sido de gran utilidad en el estudio de los patrones temporales en comunidades de aves (Herrera, 1981). Bayo utiliza el valor de amplitud promedio de nicho para detectar patrones anuales (Bayo, 1991a) y espaciales (Bayo, 1991b) en comunidades de aves de ribera. De Miguel *et al.*, (1991) utilizaron este mismo método para la detección de patrones temporales de comportamiento del ganado vacuno extensivo en dehesas. Cálculos de amplitud promedio de nicho se han utilizado también en el estudio de la organización espacio-temporal de las características morfológicas de las especies en comunidades de aves acuáticas de humedales costeros (Castro *et al.*, 2000).

Los valores promedio de amplitud de nicho (A) varían entre 0 y 1 (Pineda *et al.*, 1981). El máximo valor (1) se alcanza cuando las especies se distribuyen homogéneamente a lo largo de todas las quincenas o agrupaciones de quincenas analizadas. En este caso, no se muestra ningún patrón definido de segregación de las especies. El valor mínimo de A se alcanza cuando cada especie tiende a distribuirse en una única quincena o grupo de ellas. En esta situación se puede hablar de un patrón claro de segregación de la comunidad al existir una serie de especies que tienden a ocupar un periodo de tiempo concreto.

La Figura IV. 2 muestra una serie de ejemplos del valor de A obtenido para diferentes organizaciones temporales de una comunidad.

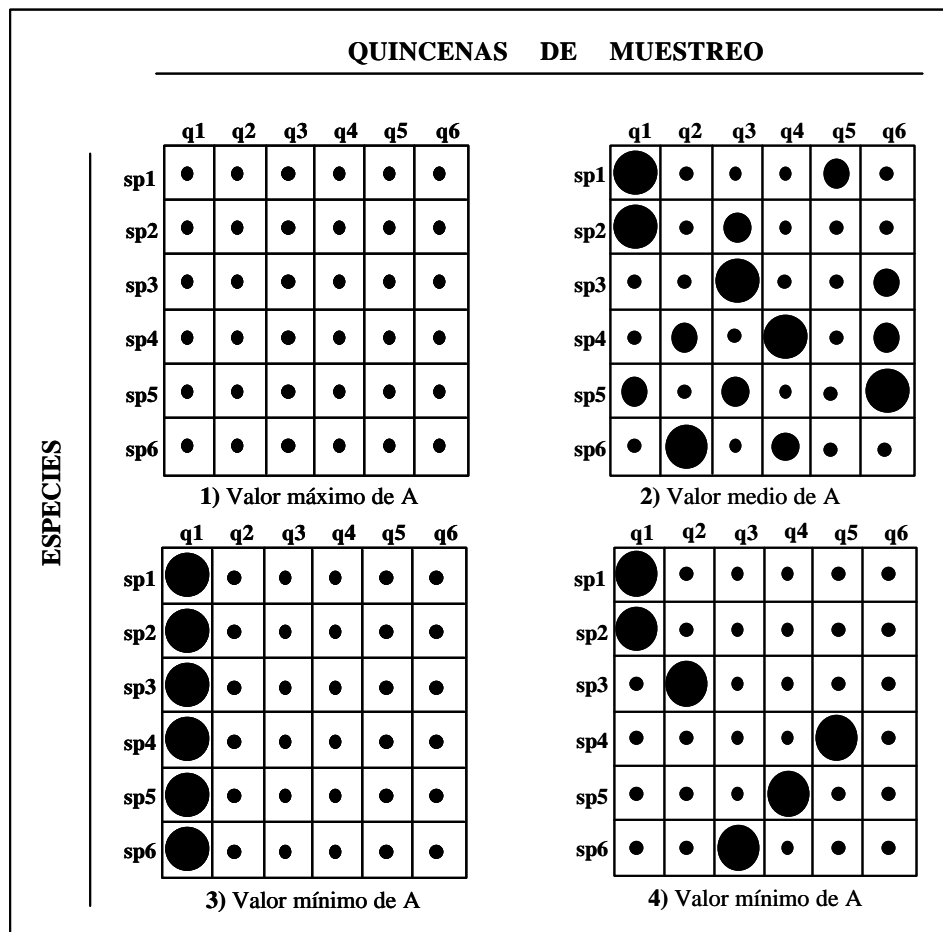


Figura IV. 2. Cuatro ejemplos de distribución de las especies a lo largo de un transecto temporal (en este caso quincenas). El tamaño de los círculos es proporcional a la abundancia de las especies en cada una de las quincenas. El máximo valor de amplitud promedio de nicho (A) se alcanza en la primera matriz con una distribución completamente uniforme (1). El mínimo se obtiene cuando cada especie ocupa una única quincena, (matrices 3 y 4). La matriz (2) representa una situación intermedia a las anteriores.

La significación de las diferencias entre abundancias de especies en diferentes períodos se testaron siguiendo métodos no paramétricos: test de la U de Mann–Whitney para comparaciones entre agrupaciones de dos períodos temporales y ANOVA por rangos de Kruskal–Wallis para comparaciones entre agrupaciones en más de dos períodos temporales. En las comparaciones múltiples de este segundo caso se siguió el Test de Nemenyi, una variante no paramétrica del Test de Tukey (Zar, 1984; Skagen *et al.*, 1998).

IV.3. Resultados y discusión

IV.3.1. Identificación de patrones anuales

La Figura IV. 3 muestra los espectros de valores de A calculados para cada una de las agrupaciones de quincenas (2, 3, 4, 6, 8, 12 y 24 grupos) en cada uno de los 24 transectos anuales contemplados. El valor mínimo de A (0,865) se alcanza al dividir el año en dos grandes grupos de quincenas, iniciado el transecto anual por la segunda quincena de septiembre (Figura IV. 3). Esta división se ajusta a dos grandes periodos bien contrastados: primavera/verano y otoño/invierno (Figura IV. 4). Estos dos periodos son por tanto los que segregan más claramente las abundancias de las especies de aves acuáticas a lo largo del año.

Si examinamos el espectro de valores mínimos de A obtenidos para cada agrupación de quincenas (Figura IV. 5), se observa una tendencia clara de disminución de los valores desde escalas de grano fino (24 grupos de quincenas) a escala de grano progresivamente más grueso (dos grandes grupos de quincenas). Esto apoya el resultado anterior, y muestra una tendencia clara de segregación de las comunidades a escalas de poco detalle temporal.

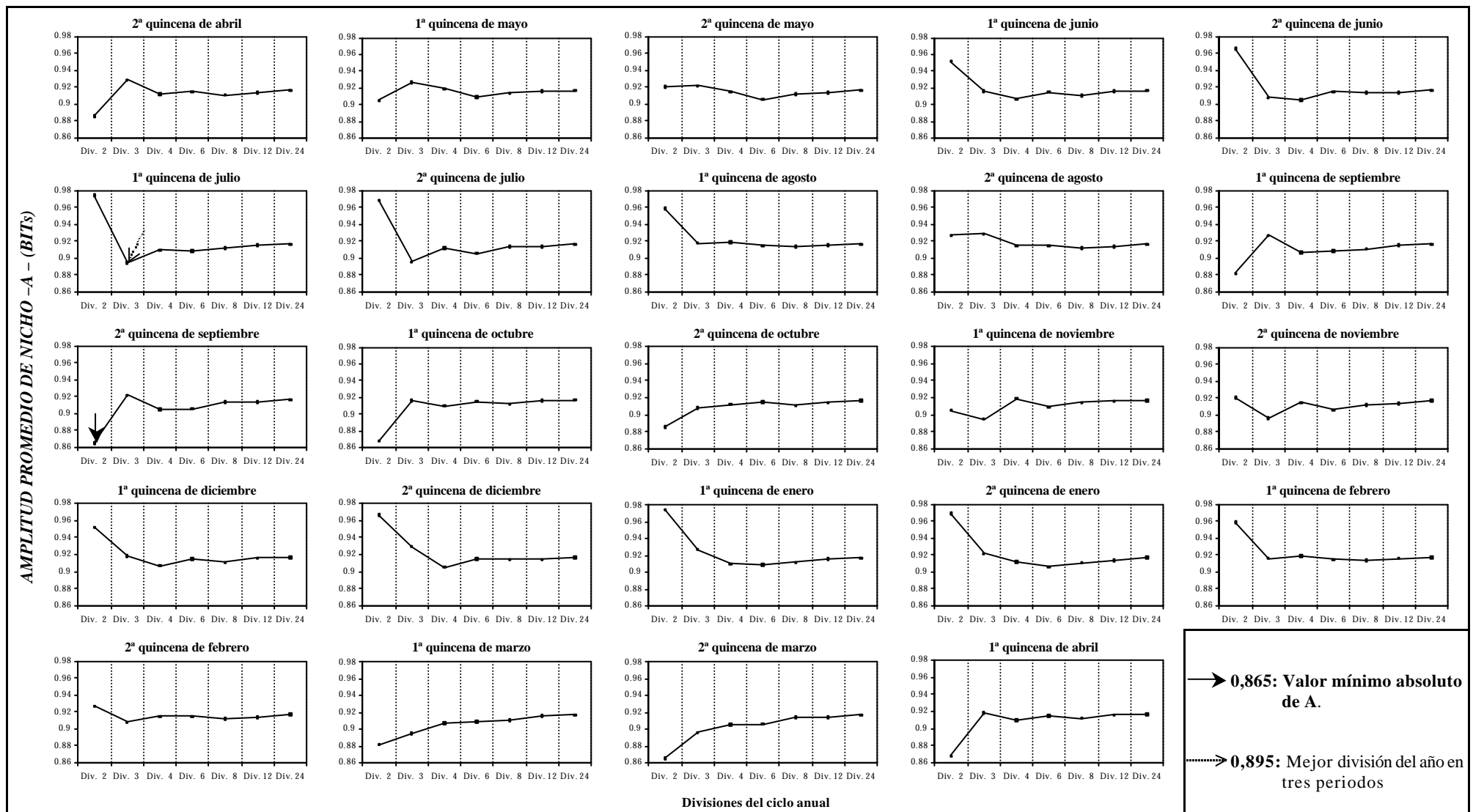


Figura IV. 3. Valores de amplitud promedio de nicho (A) calculados para los 24 transectos posibles que componen un ciclo anual completo y para cada una de las 7 agrupaciones del conjunto de las quincenas (2, 3, 4, 6, 8, 12 y 24 grupos). El menor valor absoluto de A (0,865) se alcanza dividiendo el ciclo en dos grandes grupos de quincenas, empezando por la 2ª quincena de septiembre. Se señala también la mejor división del ciclo anual en tres estaciones, por considerarla de interés en este estudio (estaciones típicas en los estudios de aves).

Los resultados coinciden con los de otros trabajos de comunidades de aves forestales de ribera en el río Duero (Bayo, 1991a). En estos estudios se alcanza el mismo número de divisiones anuales, aunque el ajuste temporal no coincide exactamente con el nuestro, existiendo un desfase de unos 30 días en la división del año en dos grandes periodos. Probablemente, esto sea debido a diferencias de muestreo –Bayo censa mensualmente y nosotros quincenalmente– o a la variabilidad propia de cada río y de los tipos de comunidades. En general, los patrones temporales de comunidades de aves en ambientes mediterráneos suelen ajustarse a escalas de poco detalle o de grano grueso (Amat, 1981; Bayo, 1985, 1991a; De Miguel *et al.*, 1991; Cuevas *et al.*, 2000a).

Los resultados también concuerdan con los obtenidos por Amat (1981) en comunidades de anátidas del Parque Nacional de Doñana. Con una metodología muy diferente (análisis de clasificación a partir de datos de presencia/ausencia de especies), él distingue dos periodos anuales (abril/octubre y septiembre/abril) con una clara segregación de las comunidades de anátidas. El autor asocia esta dinámica anual de la comunidad de patos a períodos recurrentes de inundación y estiaje, característicos de los ecosistemas acuáticos en el Parque de Doñana.

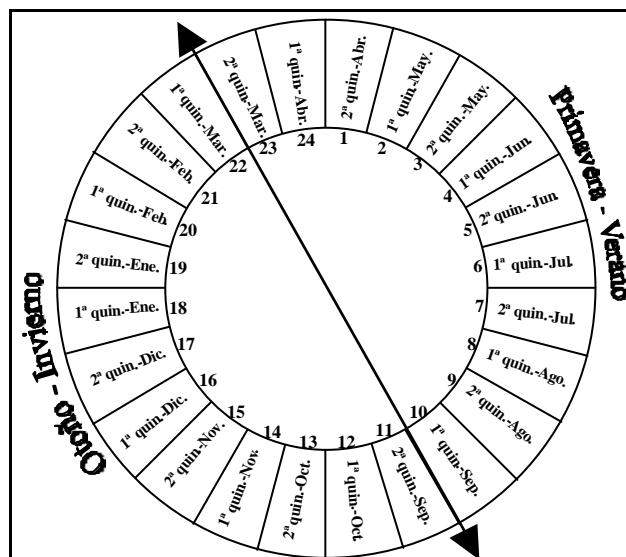


Figura IV. 4. Máxima segregación del ciclo anual. Se identifican dos grandes periodos anuales muy contrastados: primavera/verano y otoño/invierno.

Nuestro resultado no avala la división que frecuentemente se hace del año en tres periodos que coinciden con diferentes comportamientos reproductivos/migratorios de las aves (invernada, reproducción y fase postnupcial). No obstante, somos conscientes de que esta típica división contiene un gran interés biológico y ecoetológico, por lo que será analizada también en este trabajo.

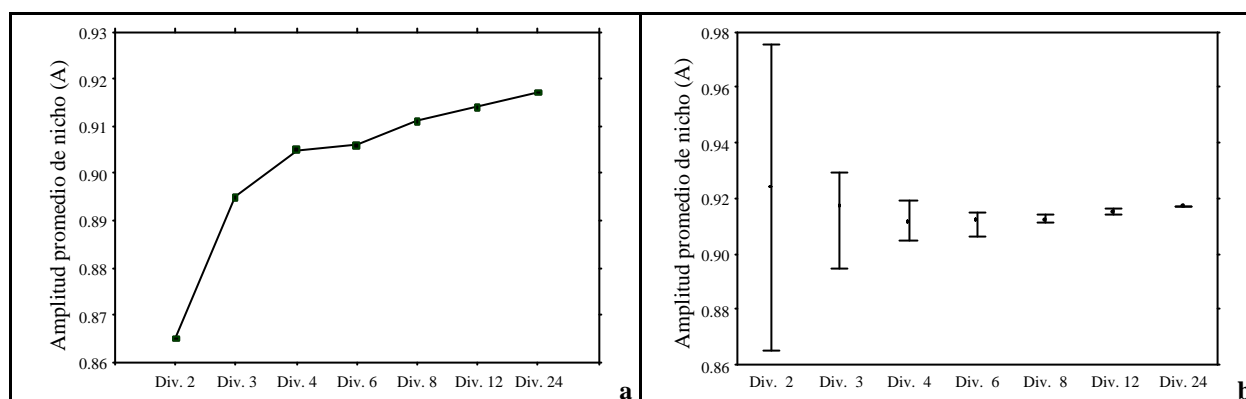


Figura IV. 5. a) Valores mínimos absolutos del amplitud promedio de nicho (A) en las distintas divisiones del ciclo anual. b) Valores medios y rangos de variación de A.

IV.3.2. Caracterización de los periodos anuales de máxima segregación

La segregación temporal de las especies puede ser interpretada en función de un conjunto de factores de compleja identificación. La preferencia de una especie por una estación anual concreta puede deberse a diversos factores de ocupación del hábitat, migratorios, de movimientos cortos dispersivos, de agrupamiento de las aves, de eficiencia en la búsqueda del alimento, de competencia por el espacio o de condiciones de cría, entre otros (Gómez y De Juana 1984; Velasco, 1992a,b; Blanco *et al.*, 1994; Meltote, 1996; Shubin, 1999; Cuevas *et al.*, 2000b). La identificación de especies características de los periodos intranuales, y el conocimiento de su biología y comportamiento, permite deducir la importancia de alguno de estos factores.

Las especies y GATs cuyas abundancias caracterizan significativamente alguno de los dos grandes periodos de máxima segregación anual se muestran en la Tabla IV. 1. También se muestran aquellas especies, por lo general raras, que solo aparecen en alguno de esos periodos.

Tabla IV. 1. Abundancias medias (IKA) \pm sd de las especies y GATs en las que se registraron diferencias significativas entre los dos períodos de máxima segregación temporal. La significación de las diferencias se testó mediante *U de Mann-Whitney* (* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$ y *** $p < 0.001$). Al final de la tabla se incluyen aquellas especies raras o singulares que fueron registradas en un único periodo. En negrita el periodo en el que la especie o GAT registra una abundancia significativamente mayor.

	Otoño/invierno	Primavera/verano	p	
Especies características	Cormorán grande	5,392±2,653	0,047±0,048	***
	Cerceta común	0,600±0,282	0,039±0,067	***
	Agachadiza común	0,477±0,253	0,052±0,081	***
	Garza real	1,164±0,326	0,254±0,279	***
	Focha común	15,300±2,250	9,297±2,155	***
	Cuchara común	1,567±1,292	0,203±0,261	***
	Silbón europeo	0,072±0,064	0,002±0,004	***
	Gaviota sombría	0,496±0,558	0,003±0,005	**
	Ánade friso	0,782±0,414	0,262±0,162	**
	Porrón moñudo	0,926±1,320	0,011±0,017	**
	Zampullín común	2,492±0,498	1,813±0,799	**
	Gaviota reidora	12,249±11,374	1,840±2,182	*
	Avefría europea	2,740±2,047	1,148±1,511	*
	Chorlitejo chico	0,039±0,071	1,675±0,954	***
	Cigüeñuela común	0,003±0,008	5,858±5,725	***
	Avetorillo común	0,007±0,007	0,037±0,014	***
	Martinete común	0,237±0,154	0,790±0,321	***
	Archibebe común	0,002±0,006	0,067±0,042	***
	Garcilla bueyera	1,610±1,710	4,557±1,205	***
	Combatiente	0,006±0,015	0,115±0,115	**
	Aguja colinegra	0,002±0,006	0,045±0,078	**
	Alcaraván común	0,009±0,022	0,046±0,058	*
	Pato colorado	0,007±0,013	0,020±0,017	*
	Andarríos chico	0,244±0,176	1,724±1,745	*
	Andarríos bastardo	0,002±0,006	0,043±0,072	*
	Cigüeña blanca	0,093±0,142	0,165±0,110	*
GATs	Anátidas	26,394±7,628	16,577±6,707	**
	Somormujos	2,560±0,478	1,856±0,799	**
	Láridos	12,752±11,785	1,919±2,226	*
	Garzas y cigüeñas	3,396±1,799	6,079±1,303	**
	Limícolas	3,817±1,994	11,640±9,523	*
Especies raras o singulares	Ánade rabudo	0,035±0,051	-----	
	Malvasía híbrida	0,006±0,006	-----	
	Zampullín cuellinegro	0,004±0,008	-----	
	Porrón pardo	0,003±0,005	-----	
	Chorlito dorado europeo	0,002±0,007	-----	
	Agachadiza real	0,001±0,003	-----	
	Garza imperial	-----	0,020±0,021	
	Cigüeña negra	-----	0,009±0,031	
	Chorlitejo grande	-----	0,006±0,010	
	Zarapito trinador	-----	0,002±0,007	
	Fumarel cariblanco	-----	0,001±0,003	
	Rascón europeo	-----	0,001±0,003	
	Archibebe oscuro	-----	0,001±0,003	
	Correlimos de Temminck	-----	0,001±0,003	

La Tabla IV. 2 resume esta información y la complementa con los valores de abundancia y de diversidad biológica de las comunidades de aves presentes en cada periodo. Cormoranes, anátidas, somormujos y láridos son los GATs más característicos del periodo otoño/invierno, siendo la focha común, gaviota reidora y cormorán grande las especies significativamente más abundantes. Algunas garzas (garza real) y limícolas (agachadiza común y avefría europea) muestran también un carácter otoño–invernal marcado, que es contrario a la mayoría de las especies de estos GATs (Cuevas *et al.*, 2000b).

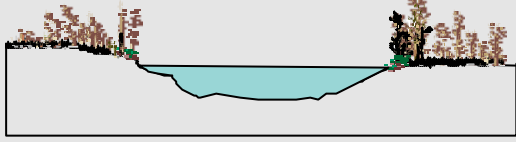
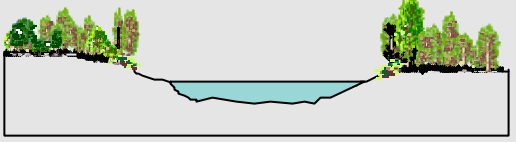
El cormorán grande es la especie que mejor caracteriza el periodo otoño/invierno en la cuenca media del Tajo. Otras especies características de este periodo son la cerceta y agachadiza común y la garza real. La presencia de estas aves en la zona estudiada se ajusta casi exclusivamente a este periodo anual (Cuevas *et al.*, 2000b).

El cormorán grande tiene una distribución y nidificación eminentemente costera en la Península Ibérica, aunque en los últimos años ha aumentado su presencia en aguas interiores (Blanco *et al.*, 1994). Díaz *et al.* (1996) mencionan los embalses del curso medio del Tajo como área principal de invernada del cormorán grande en la España interior, con un contingente de más de 2.000 individuos, y recopilan citas de cría aisladas en el interior peninsular (embalses de Navalcán –Toledo– y de Santillana –Madrid–) durante los años 1980–90. Durante el otoño e invierno, el cormorán grande también aparece asociado a los cursos fluviales de la cuenca media del Tajo formando numerosos dormideros que suman varios cientos de individuos. A pesar de ello, los cursos fluviales en esta zona del Tajo parecen constituir hábitat subóptimos para esta especie dada la carencia de presas por la baja calidad de sus aguas, prefiriendo alimentarse en las numerosas graveras de las vegas del Jarama y del Tajo (Blanco *et al.*, 1994).

La preferencia de las anátidas por el otoño/invierno se debe sobre todo a especies poco abundantes. Muchas son especies no reproductoras en la zona, como la cerceta común, silbón europeo y porrón moñudo (Martí *et al.*, 1994), que ocupan los ríos casi exclusivamente durante este periodo (De la Puente *et al.*, 1999). Sin embargo también hay casos de anátidas reproductoras como cuchara común y ánade friso (Tabla IV. 2), que crían en los cursos bajos de los ríos en primavera, pero con abundancias relativamente bajas

(Blanco *et al.*, 1996). Estas especies reciben durante el periodo otoño–invernal numerosos ejemplares que hacen aumentar sus abundancias significativamente respecto al resto del año. La focha común y el zampullín común son especies nidificantes y muy abundantes, que durante el invierno ven fuertemente reforzadas sus poblaciones con aves foráneas (Ena y Purroy, 1983; Amat, 1981; SEO/BirdLife, 1998a).

Tabla IV. 2. Descripción sintética de los periodos de máxima segregación temporal detectados: primavera/verano–otoño/invierno. Se indican las especies más características, y los valores medios de abundancia de aves (IKA), riqueza de especies (S), diversidad de Shannon (H') y equitatividad (J'), en cada uno de los periodos.

<i>Otoño/invierno</i>		<i>Primavera/verano</i>	
			
<ol style="list-style-type: none"> 1. Especies, en su mayor parte, invernantes en los ríos: <ul style="list-style-type: none"> - Cormoranes (cormorán grande) - Anátidas (cerceta común, silbón europeo, porrón moñado, ánade rabudo) - Limícolas (agachadiza común, avefría europea) - Garzas/cigüeñas (garza real) - Láridos (gaviota sombría y reidora) 2. Especies sedentarias, que reciben individuos invernantes durante este periodo: <ul style="list-style-type: none"> - Anátidas (cuchara común, ánade friso) - Rálidos (focha común) - Somormujos (zampullín común) 		<ol style="list-style-type: none"> 1. Especies nidificantes, que abandonan los ríos después de la reproducción: <ul style="list-style-type: none"> - Limícolas (chorlitejo chico, cigüeñuela común) - Garzas/cigüeñas (avetorillo y martinete común, garza imperial, cigüeña blanca) 2. Especies que en mayor parte, ocupan los ríos temporalmente durante la migración: <ul style="list-style-type: none"> - Limícolas (archibebe común, combatiente, aguja colinegra, andarríos chico y bastardo) 3. Otras especies de ocupación indiferenciada o esporádica de los ríos: <ul style="list-style-type: none"> - Garzas/cigüeñas (garcilla bueyera) - Limícolas (alcaraván común) - Anátidas (pato colorado) 	

U de Mann–Whitney

<i>Abundancia</i>	86,498 ± 22,889	65,320 ± 23,436	*
<i>S</i>	29 ± 2	32 ± 5	ns
<i>H'</i>	2,068 ± 0,218	2,071 ± 0,110	ns
<i>J'</i>	0,614 ± 0,063	0,602 ± 0,039	ns

De entre las anátidas, el ánade azulón no muestra preferencia por ningún periodo anual. Este ave se caracteriza por ser de amplia distribución en la CM (Martí *et al.*, 1994), y no presenta distinciones claras entre hábitat acuáticos (Maisonneuve *et al.*, 2000a). Ello es posiblemente un reflejo de su capacidad oportunista, adaptándose a las situaciones ambientales propias de cada periodo del año.

Los láridos constituyen otro grupo taxonómico asociado al periodo otoño/invierno (Tabla IV. 1 y Tabla IV. 2). Al igual que el cormorán grande, este grupo incluye especies de nidificación básicamente costera, que durante las últimas décadas han experimentado una creciente ocupación de los humedales del interior peninsular; tanto en época de cría como de invernada (casos de las gaviotas reidora, sombría y patiamarilla, entre otras) (Díaz *et al.*, 1996). La situación más sobresaliente es la de la gaviota reidora, con censos de más de 30.000 individuos invernantes en Madrid durante 1984, constituyendo uno de los principales núcleos invernantes de toda España. Su número ha aumentado, registrándose en el invierno de 1990 los 50.000 individuos (Cantos y Asensio, 1990). Los láridos de la zona de estudio se caracterizan por incluir especies muy poco exigentes (Kubetzki & Garthe, 2003), que en general han aumentado mucho sus poblacionales en el Paleártico occidental (Cramp & Simmons, 1983; Díaz *et al.*, 1996). En Madrid, este aumento está muy asociado a la presencia de vertederos urbanos y de humedales artificiales como embalses y graveras en la vega del Jarama (Gómez y De Juana, 1984).

En el periodo primavera/verano destacan aquellas especies de aves que llegan a los ríos en este época, nidifican en ellos y emigran posteriormente durante el invierno a latitudes más meridionales –por ejemplo, cigüeñuela, avetorillo y martinete comunes– o a otros ambientes no fluviales, a veces cercanos –caso del pato colorado y garcilla bueyera– (Meltote, 1996; Haig *et al.*, 1998). La mayoría de estas especies se incluyen en los GATs de garzas/cigüeñas (avetorillo común, garcilla bueyera, martinete común y cigüeña blanca) y de limícolas (alcaraván común, andarríos y chorlitejo chicos, etc.) (Tabla IV. 1).

La mayor parte de las especies de garzas/cigüeñas, salvo la garza real, muestran una querencia importante por los ríos, nidificando colonialmente en el dosel arbóreo de los sotos fluviales (SEO/BirdLife, 1998c, 2001; Parejo & Sánchez-Guzman, 1999). En la

época otoño/invierno, estas especies adoptan un comportamiento social menos gregario y menos vinculado al medio fluvial que durante la reproducción.

En el caso de las limícolas se pueden distinguir dos situaciones muy diferentes. Una que responde al mismo patrón reproductor comentado anteriormente para las garzas/cigüeñas y otro que no crían a estas latitudes, pero que utilizan los ríos a modo de corredores migratorios en la época veraniega (Velasco, 1992a). La primera incluye especies como la cigüeñuela común, chorlitejo y andarríos chicos. Estas aves presentan individuos reproductores en los ríos durante la época de cría y casi desaparecen de ellos ya a finales de este periodo debido a una intensa migración postnupcial. La segunda incluye especies como el archibebe común, combatiente, aguja colinegra o andarríos bastardo (Tabla IV. 2).

Algunas especies poco abundantes fueron registradas en un único período. Es el caso del zampullín cuellinegro, porrón pardo, ánade rabudo, agachadiza real, malvasía híbrida y chorlito dorado europeo, que fueron registradas exclusivamente en el periodo otoño/invierno. Otras como el chorlitejo grande, garza imperial, zarapito trinador, rascón europeo, cigüeña negra, fumarel cariblanco, archibebe oscuro y correlimos de Temminck lo fueron sin embargo en la primavera/verano (Tabla IV. 1). Las especies de estos dos grupos son, por lo general, raras o de presencia esporádica en la cuenca media del Tajo. No obstante, algunas de ellas pueden mostrar una cierta estacionalidad invernal, como el ánade rabudo y la malvasía híbrida, estival, como la garza imperial, o bien migratoria, como la cigüeña negra y el correlimos de Temminck (Velasco, 1992a,b; SEO/BirdLife. 1998b; De la Puente *et al.*, 1999; Cuevas *et al.*, 2000b).

La Tabla IV. 2 muestra los valores medios de abundancia y de distintos índices de diversidad biológica registrados en los dos periodos anuales de máxima segregación de las aves acuáticas. Es de destacar que ni la riqueza ni la diversidad ni la equitatividad muestran diferencias significativas. La diferente composición de aves acuáticas en ambos periodos no afecta sin embargo a estos parámetros, muy posiblemente por la compensación de unas especies respecto a otras. Sólo la abundancia de individuos es significativamente más alta durante otoño/invierno. Ello responde a la presencia de una serie de especies propias de la época, con poblaciones invernales muy numerosas, como es el caso de los cormoranes, los

láridos y las anátidas. Al ser la diversidad de Shannon insensible a la abundancia, no detecta bien este cambio. Posiblemente otro índice de diversidad sería más adecuado para futuras acciones de vigilancia de estas aves.

En efecto, la presencia de aves acuáticas durante el otoño/invierno se caracteriza por una gran concentración de individuos, a diferencia de la cría en primavera/verano donde la territorialidad y la dispersión de las aves suele ser mayor. Esta situación, ampliamente documentada en humedales, se constata también aquí en los cursos fluviales.

En general, los resultados anteriores indican un valor naturalístico semejante en las dos estaciones anuales más contrastadas, a pesar de sus marcadas diferencias de composición específica. Tanto la riqueza como la diversidad y el número de especies raras o poco frecuentes en la zona son similares en ambos periodos.

- Variabilidad intraestacional

Para conocer la variabilidad interna de cada uno de los dos periodos anuales más contrastados, se ha calculado el valor de amplitud promedio de nicho (A) (Pineda *et al.*, 1981) para cada uno de ellos aisladamente. En este caso, el conjunto de 12 quincenas que conforman cada periodo se ha dividido en 2, 3, 4, 6 y 12 partes, que resultan de reunir un número diferente de quincenas consecutivas. El valor de A se ha calculado para cada una de estas divisiones (Figura IV. 6).

Con algunas diferencias, la tendencia general de los espectros de valores de A muestra una organización interna similar en los dos periodos anuales, con un rango muy estrecho de valores de A en ambos casos y con valores absolutos parecidos. El resultado muestra una notable uniformidad interna, independiente de la escala temporal considerada. No obstante, la uniformidad es algo más acusada durante la primavera/verano, manifestando el invierno una cierta segregación de las comunidades de aves en tres periodos de menor magnitud (Figura IV. 6-B). En cualquier caso, no se observa una tendencia clara en el espectro de valores de A, por lo que ambos periodos pueden considerarse internamente uniformes y con una distribución generalista de especies en cada uno de ellos (altos valores absolutos de A). Dado que la amplitud promedio de nicho está

relacionada inversamente con el riesgo de desaparición de las especies frente a una perturbación distribuida al azar, no puede hablarse en este caso de un periodo con mayor riesgo de extinción de especies de aves acuáticas.

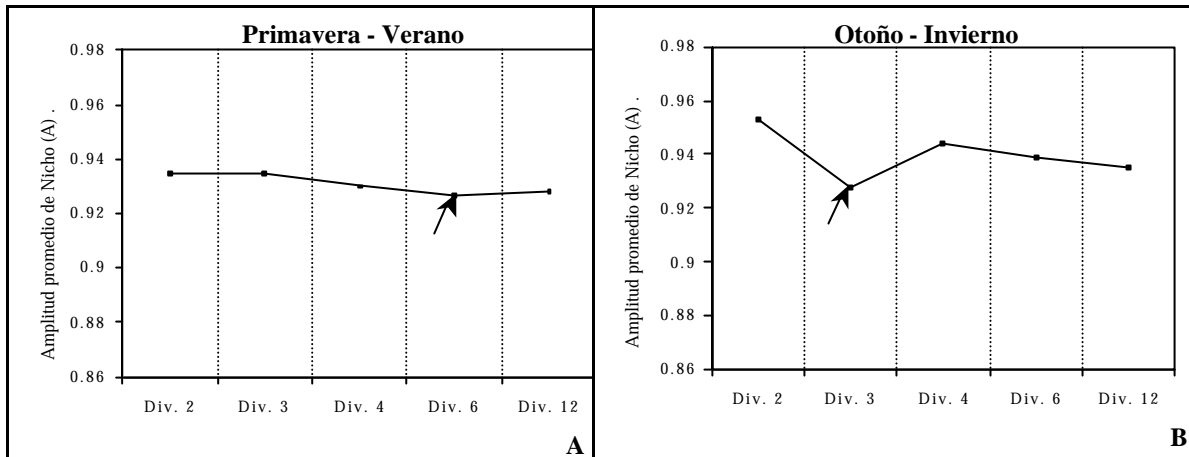


Figura IV. 6. Valores de A calculados para 5 agrupaciones de quincenas en cada uno de los dos grandes periodos anuales (primavera/verano y otoño/invierno) considerados aisladamente. Se muestran con flechas los valores mínimos de A que coinciden con la máxima segregación interna del período.

IV.3.3. Fases de invernada, reproducción y postnupcial

Aunque no se ajusta al patrón de máxima segregación anual, hemos querido estudiar mejor la división del ciclo anual en tres grupos quincenales, ya que esta división se ajusta a fases típicas de los estudios de aves: invernada, reproducción y postnupcial. Estos periodos tienen interés ecológico y ecoetológico al asociarse a diferentes comportamientos migratorios y reproductivos de las aves.

La Figura IV. 3 y Figura IV. 7 muestran la mejor división del ciclo en estos tres periodos, empezando en la primera quincena de julio, por ser ésta la división que obtiene un menor valor de A y la que por lo tanto recoge la mayor segregación posible de aves entre los tres periodos considerados.

La Tabla IV. 3 muestra las especies y GATs que distinguen cada uno de estos tres periodos, además de los valores medios de abundancia de individuos y de distintos índices de diversidad biológica registrados en cada uno de ellos.

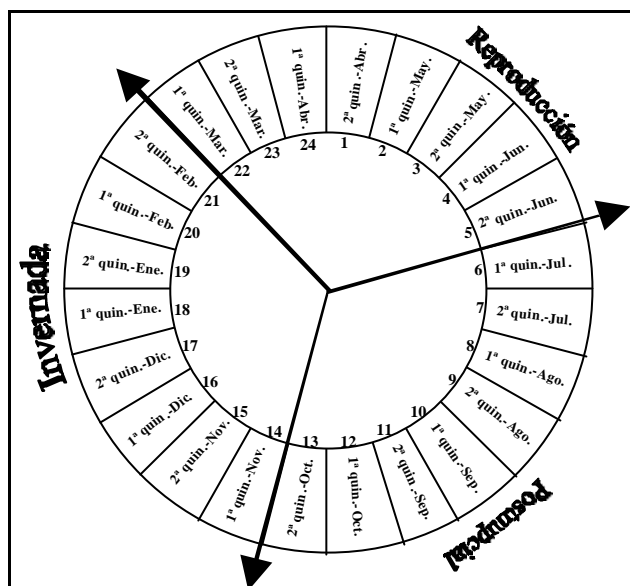


Figura IV. 7. División del ciclo anual en tres periodos característicos de los estudios de comportamiento de aves: invernada, reproducción y postnupcial (migración).

La invernada es, en la zona, el periodo más característico en la comunidad de aves acuáticas. Esta fase registra un mayor número de especies y GATs característicos, con abundancias significativamente mayores que en el resto del año. También este periodo se caracteriza por una significativa mayor abundancia media de individuos en las comunidades. El cormorán grande, las gaviotas (gaviota reidora y sombría) y la focha común son especies muy frecuentes en esta época. Cormoranes, y especialmente gaviotas, pueden considerarse especies oportunistas y carroñeras que se aprovechan de los recursos tróficos de vertederos y de aguas contaminadas (Gómez y De Juana, 1984; Blanco *et al.*, 1994; Kubetzki & Garthe, 2003; Rosa *et al.*, 2003). Las anátidas también tiene preferencia por invernar en los ríos. Independientemente de que en la zona sean reproductoras (ánade friso, cuchara común y porrón europeo) o no (porrón moñudo, silbón europeo y cerceta común), la llegada de individuos migradores extraibéricos aumenta su asociación con el período invernal (Dolz y Gómez, 1988; SEO/BirdLife, 1994).

Tabla IV. 3. Comparación de las abundancias medias de especies, GATs e índices de diversidad entre los tres periodos en que se dividió el ciclo anual. La significación de las diferencias se testaron mediante ANOVA por rangos de Kruskal–Wallis (* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$ y *** $p < 0,001$). Las comparaciones múltiples se obtuvieron mediante el Test de Nemenyi (Zar, 1984; Skagen *et al.*, 1998). En negrita los periodos en los que se registra un valor significativamente mayor.

		Invernada (I)	Reproducción (R)	Postnupcial (P)	p	Comparaciones múltiples		
						I. vs R.	I. vs P.	R. vs P.
<i>Especies características</i>	Andarríos chico	0,168±0,059	0,609±0,691	2,176±1,919	**		**	
	Garceta común	0,280±0,087	0,186±0,069	0,319±0,105	**			*
	Combatiente	0,002±0,007	0,080±0,132	0,099±0,088	*		*	
	Gallineta común	16,468±4,040	13,315±4,971	22,405±7,518	*			*
	Chorlitejo chico	0,006±0,014	1,005±0,554	1,560±1,417	***	**	**	
	Focha común	16,188±1,359	7,959±1,016	12,750±2,053	***	***		*
	Gaviota sombría	0,714±0,566	0,032±0,080	0,002±0,005	***	**	***	
	Cormorán grande	6,871±1,578	0,495±1,228	0,793±1,403	***	**	**	
	Cerceta común	0,723±0,255	0,079±0,187	0,157±0,142	***	***	*	
	Garza real	1,239±0,319	0,171±0,270	0,718±0,415	***	***		
	Agachadiza común	0,597±0,221	0,083±0,125	0,115±0,107	***	**	**	
	Porrón moñudo	1,342±1,459	0,053±0,125	0,010±0,014	**	**	**	
	Gaviota reidora	17,650±10,119	1,330±1,595	2,154±2,346	**	**	*	
	Avefría europea	3,527±1,689	0,221±0,383	2,084±1,750	**	**		
	Silbón europeo	0,100±0,061	0,002±0,005	0,009±0,015	**	**	*	
	Ánade friso	0,875±0,417	0,430±0,295	0,261±0,229	**		**	
	Zampullín común	2,568±0,578	1,528±0,446	2,362±0,750	**	**		
	Cuchara común	1,875±1,357	0,479±0,847	0,301±0,251	**	*	*	
	Porrón europeo	2,219±1,419	1,144±0,669	0,745±0,274	*		*	
	Martinete común	0,235±0,114	0,904±0,306	0,403±0,279	**	**		*
	Avetorillo común	0,005±0,005	0,035±0,013	0,025±0,020	**	**		
	Alcaraván común	0,009±0,025	0,046±0,050	0,027±0,058	*	*		
<i>GATs</i>	Rálidos	32,654±4,785	21,274±5,102	35,157±7,186	**	*		**
	Láridos	18,367±10,446	1,367±1,629	2,271±2,393	**	**	*	
	Anátidas	28,197±7,674	16,705±4,572	19,554±9,113	*	*		
	Somormujos	2,634±0,554	1,583±0,471	2,408±0,748	**	**		
<i>Especies raras o singulares</i>	Ánade rabudo	0,050±0,057	----	0,002±0,007	*			
	Cigüeña negra	----	----	0,014±0,038				
	Correlimos de Temm.	----	----	0,002±0,004				
	Fumarel cariblanco	----	----	0,002±0,004				
	Porrón pardo	0,005±0,006	----	----				
	Agachadiza real	0,002±0,004	----	----				
	Malvasía híbrida	0,009±0,006	----	----				
	Chorlito dorado euro.	0,003±0,009	----	----				
	Zarapito trinador	----	0,003±0,009	----				
	Archibebe oscuro	----	0,002±0,004	----				
<i>Índices</i>	Abundancia (IKAs)	96,992±20,753	52,721±11,242	78,014±19,651	**	**		
	Riqueza (S)	29±1	29±4	32±5	ns			
	Diversidad (H')	2,167±0,118	2,049±0,105	1,993±0,226	ns			
	Equitatividad (J')	0,641±0,036	0,609±0,040	0,575±0,058	ns			

Durante el período postnupcial, los ríos se caracterizan por un aumento significativo de rálidos. En este periodo se registran abundancias significativamente superiores de algunas especies de este grupo (sobre todo de gallineta y focha común). Esto puede deberse a que los juveniles de ambas especies se independizan de los padres en la fase postnupcial, lo que genera un significativo reclutamiento de individuos (Cuevas, 1997). La fase postnupcial se caracteriza también por la abundancia de algunas especies migradoras, tanto reproductoras (chorlitejo y andarríos chicos) como sedentarias (garceta común) y no reproductoras (combatiente).

Ningún GAT caracteriza bien la fase reproductora, cuya principal singularidad radica en una notable disminución de la abundancia de casi todos los grupos de aves. Solo ciertas especies típicamente estivales y reproductoras, como el martinete y el avetorillo común (De la Puente *et al.*, 1999), presentan mayores (aunque escasas) abundancias en esta época del año, llegando casi a desaparecer prácticamente de los ríos durante el invierno. El hecho de que el periodo reproductivo sea el que menor abundancia de individuos registra puede responder a que en la reproducción primaveral la oferta trófica es más generalizada, lo que favorece la dispersión de las aves por otros hábitat diferentes a los ríos.

Otras especies muestran una presencia esporádica o irregular, por lo que sólo aparecen en alguna de las agregaciones quincenales consideradas (Tabla IV. 3). De estas especies, exclusivamente el ánade rabudo muestra una abundancia invernal significativamente superior (prueba de la U de Mann–Whitney, $U=9,5$, $p < 0,05$). La cigüeña negra, el correlimos de Temminck y el fumarel cariblanco fueron registrados únicamente durante el paso migratorio, es decir, en la fase postnupcial.

Para analizar la variabilidad interna de cada uno de los tres periodos anteriores, se calculó el valor de amplitud promedio de nicho (A) para cada uno de ellos aisladamente (Figura IV. 8). Los valores más bajos de A se registran en el período postnupcial, y los más altos en la invernada. Según estos resultados, en la fase postnupcial es mayor el riesgo de alteración de las poblaciones de aves acuáticas frente a una posible perturbación en cualquiera de sus quincenas. El riesgo es menor en la invernada (valores muy altos de A) e intermedio durante la reproducción.

La máxima segregación de las aves en la fase postnupcial se alcanza en dos grandes grupos de quincenas (Figura IV. 8–A). El resultado tiene varias interpretaciones posibles. Puede ocurrir que exista un desfase interespecífico en la migración postnupcial, que quedaría marcado por la preferencia de ciertas aves migradoras a ocupar antes que otras las aguas interiores (Velasco, 1992a; Marcos *et al.*, 1995; Meltofte, 1996). También puede deberse a la reducción brusca de ciertas especies reproductoras por la elevada mortalidad juvenil, después de un masivo reclutamiento en la primavera (Asensio, 1989; Blanco *et al.*, 1996) o por los movimientos dispersivos de los jóvenes (Haig *et al.*, 1998).

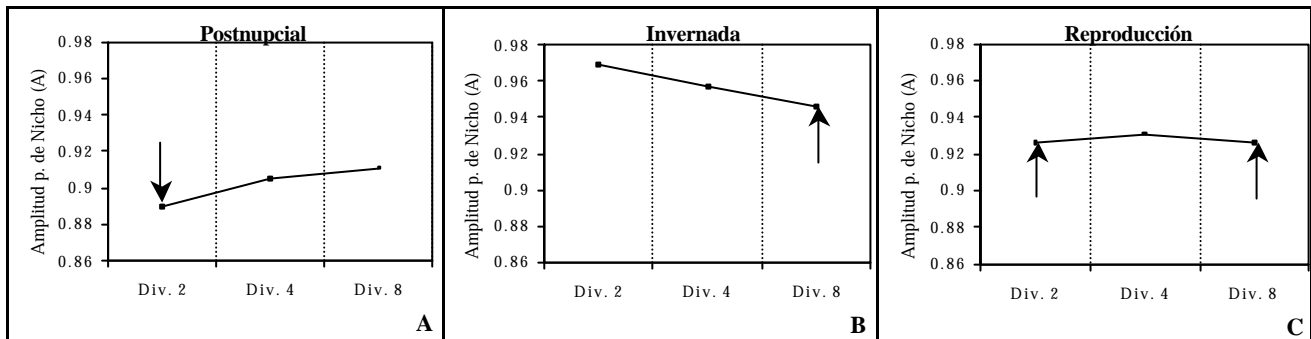


Figura IV. 8. Espectros de amplitud promedio de nicho de la comunidad de aves para cada una de las tres fases arbitrarias del ciclo anual, consideradas aisladamente. Las flechas muestran los valores mínimos de A, que indican la máxima segregación interna del período.

Durante la invernada (Figura IV. 8–B) el patrón intraestacional se invierte y la mayor segregación de la comunidad de aves se alcanza considerando 8 quincenas (patrón de grano fino). Como ya se ha comentado, en la invernada coexisten varias especies con abundancias elevadas y localizadas en algunos meses concretos. Así, el máximo de individuos invernantes de avefrías europeas se alcanza en el mes de enero, en las gaviotas en diciembre y febrero, en la mayoría de los patos invernantes en febrero, en el zampullín común en enero, en la agachadiza común en diciembre y en el cormorán grande en noviembre y diciembre (Galarza, 1984; Blanco *et al.*, 1994; Cuevas *et al.*, 2000b). Esta variabilidad intraestacional explicaría el patrón de grano fino detectado en este período.

La situación durante la época reproductora es muy homogénea (Figura IV. 8–C), con ausencia de valores extremos de amplitud promedio de nicho. En general, la comunidad reproductora de aves acuáticas reduce considerablemente su abundancia en la

mayoría de las especies dominando algunas de ellas. Todo ello favorece una gran uniformidad del periodo.

IV.3.4. Nicho temporal de las especies

En este apartado se analiza el patrón de ocupación temporal (amplitud de nicho) de las especies registradas en los ríos. La amplitud de nicho de una especie (A_i) da idea del grado de especialización de la misma, aspecto que tiene un interés aplicado a la gestión y conservación al identificar poblaciones con una distribución muy restringida y por tanto más expuestas a alteraciones.

En la Tabla IV. 4 se muestran los valores de amplitud de nicho (A_i) de las especies de aves y los GATs presentes en el área de estudio. El valor de amplitud de nicho se ha calculado para diferentes escalas temporales de un ciclo anual completo: 24 quincenas y la división en 2 y 3 estaciones anuales previamente detectadas y analizadas en apartados anteriores. En todos los casos, los periodos contemplados son consecutivos.

La Tabla IV. 4 informa de las especies más especialistas ($A_i < 0,300$), con una abundancia más concentrada en el tiempo o bien, una abundancia muy escasa en los cauces fluviales estudiados. Lógicamente, aquellas especies que se expresan como especialistas a la escala de mayor detalle temporal (24 quincenas) también lo hacen para el resto de las escalas.

Son varias las especies que tienden a ocupar los ríos en épocas del año muy concretas. Algunas aparecen exclusivamente en determinados periodos, manifestando una elevada especialización temporal. Es el caso de la agachadiza real, el archibebe oscuro, el chorlito dorado europeo, la cigüeña negra, el correlimos de Temminck, el fumarel cariblanco y el zarapito trinador. Por lo general, estas especies unen a su restringido nicho temporal una escasa abundancia, lo que las convierte en especies raras en el área de estudio, y consecuentemente de una alto valor de conservación, al menos a una escala local.

Tabla IV. 4. Valores de amplitud de nicho (A_i) de las especies y de los GATs para diferentes divisiones del ciclo anual contempladas en anteriores apartados: otoño/invierno y primavera/verano – A_2 –; postnupcial, invernada y reproducción – A_3 – y 24 quincenas consecutivas– A_{24} –. Se consideran especialistas aquellas especies con un valor de $A_i < 0,300$.

Especies	A_2	A_3	A_{24}	2 periodos anuales	3 periodos anuales	24 quincenas
Agachadiza chica	0,722	0,613	0,506			
Agachadiza común	0,918	0,966	0,910			
Agachadiza real	0,000	0,000	0,000	Especialista	Especialista	Especialista
Aguja colinegra	0,469	0,859	0,725			
Alcaraván común	0,650	0,808	0,782			
Ánade azulón	0,983	0,990	0,978			
Ánade friso	0,985	0,992	0,986			
Ánade rabudo	0,000	0,373	0,612	Especialista		
Andarríos bastardo	0,544	0,602	0,654			
Andarríos chico	0,891	0,917	0,926			
Andarríos grande	0,991	0,975	0,956			
Ánsar común	0,650	0,790	0,564			
Archibebe claro	0,982	0,990	0,927			
Archibebe común	0,414	0,631	0,782			
Archibebe oscuro	0,000	0,000	0,000	Especialista	Especialista	Especialista
Avefría europea	0,933	0,881	0,916			
Avetorillo común	0,950	0,965	0,927			
Avoceta común	0,918	1,000	0,346			
Cerceta carretona	0,811	0,631	0,436			
Cerceta común	0,900	0,952	0,904			
Chorlitejo chico	0,709	0,783	0,859			
Chorlitejo grande	0,000	0,512	0,436	Especialista		
Chorlito dorado europeo	0,000	0,000	0,000	Especialista	Especialista	Especialista
Cigüeña blanca	0,999	0,998	0,987			
Cigüeña negra	0,000	0,000	0,000	Especialista	Especialista	Especialista
Cigüeñuela común	0,172	0,594	0,705	Especialista		
Combatiente	0,650	0,836	0,782			
Cormorán grande	0,573	0,704	0,871			
Correlimos común	0,954	0,946	0,654			
Correlimos de Temm.	0,000	0,000	0,000	Especialista	Especialista	Especialista
Correlimos menudo	0,863	0,725	0,612			
Correlimos zarapitín	0,722	0,456	0,506			
Cuchara común	0,863	0,916	0,912			
Focha común	0,962	0,968	0,987			
Fumarel cariblanco	0,000	0,000	0,000	Especialista	Especialista	Especialista
Fumarel común	0,954	0,819	0,654			
Gallineta común	0,999	0,980	0,979			
Garceta común	1,000	1,000	1,000			
Garcilla bueyera	0,876	0,966	0,945			
Garcilla cangrejera	0,918	1,000	0,346			
Garza imperial	0,000	0,602	0,654	Especialista		
Garza real	0,928	0,957	0,968			
Gaviota reidora	0,631	0,594	0,803			
Gaviota sombría	0,811	0,819	0,818			

Tabla IV. 4. Continuación.

Especies	A ₂	A ₃	A ₂₄	2 grupos quincenas	3 grupos quincenas	24 quincenas
Malvasía híbrida	0.000	0.000	0.564	Especialista	Especialista	
Martinete común	0.991	0.989	0.989			
Pato colorado	0.811	0.976	0.872			
Porrón europeo	0.946	0.939	0.947			
Porrón moñudo	0.773	0.767	0.791	Especialista		
Porrón pardo	0.000	0.000	0.346		Especialista	Especialista
Rascón europeo	0.000	0.000	0.000		Especialista	Especialista
Silbón europeo	0.650	0.874	0.782			
Somormujo lavanco	1.000	1.000	1.000	Especialista		
Zampullín común	0.989	0.992	0.989			
Zampullín cuellinegro	0.000	0.579	0.346			
Zarapito trinador	0.000	0.000	0.000		Especialista	Especialista
<i>Nº de taxones especialistas</i>				14	10	8
GATs	A ₂	A ₃	A ₂₄	2 grupos quincenas	3 grupos quincenas	24 quincenas
Somormujos	0,992	0,991	0,988			
Garzas y cigüeñas	0,954	0,987	0,974			
Anátidas	0,963	0,978	0,976			
Rálidos	0,995	0,981	0,988			
Limícolas	0,831	0,912	0,893			
Láridos	0,627	0,587	0,801			

Otras especies más abundantes, se expresan como especialistas sólo a la escala temporal de menor detalle (dos estaciones anuales). Es el caso de la cigüeñuela común, el ánade rabudo, el chorlitejo grande, la garza imperial y el zampullín cuellinegro que concentran sus abundancias durante el periodo de primavera/verano o de otoño/invierno.

Otras especies como la malvasía híbrida y el porrón pardo tienen clara preferencia por alguno por alguno de los tres grandes periodos en que se ha dividido el año (postnupcial, reproductivo y de invernada). Ambas especies fueron registradas siempre en el periodo de invernada.

Ningún GAT alcanza la consideración de especialista a ninguna de las escalas temporales consideradas (Tabla IV. 4), seguramente debido a su elevada heterogeneidad

específica. Los valores de amplitud de nicho para estos grupos son por lo general muy altos (cerca al máximo -1,0-) con la excepción de los láridos. El estudio y posible conservación a nivel de GATs requeriría de un seguimiento continuado a lo largo de todo el año, al no mostrar una clara preferencia por periodos concretos.

IV.4 Conclusiones

La comunidad de aves acuáticas de los ríos de la cuenca media del Tajo manifiesta un patrón de máxima heterogeneidad temporal ajustado a dos grandes periodos anuales:

1. Un periodo de otoño/invierno, caracterizado por aves eminentemente invernantes o sedentarias en la zona que reciben un número considerable de inmigrantes extra-ibéricos en esta época –cormorán grande, cerceta común, cuchara común, silbón europeo, ánade friso, porrón moñado, gaviotas sombría y reidora y zampullín común– (SEO/BirdLife, 1994; De la Puente *et al.*, 1999; Del Moral *et al.*, 2002).
2. Un periodo de primavera/verano con reproducción y paso migratorio, caracterizado por especies que crían en la zona y la abandonan durante el invierno, o bien por especies que utilizan los ríos como zonas de paso en sus rutas migratorias (Velasco, 1992a; Blanco *et al.*, 1996; De la Puente *et al.*, 1999; Cuevas *et al.*, 2000b).

Aunque los estudios de aves contemplan habitualmente y “a priori” tres periodos anuales (invernada, reproducción y postnupcial), la conclusión anterior concuerda con los escasos trabajos cuantitativos que han analizado los patrones anuales en otras comunidades de aves. Por lo general, los patrones detectados por ellos tienden a dividir también el ciclo anual en dos grandes periodos principales (Bayo, 1985, 1991a; Castro *et al.*, 2000), que se asocian al predominio de especies invernantes y de especies reproductoras.

Los dos periodos de máxima segregación temporal (otoño/invierno y primavera/verano) no muestran diferencias significativas en la riqueza ni en los valores de diversidad y de equitatividad. Los marcados cambios de composición de aves acuáticas entre ambos periodos –los mayores posibles– no se reflejan sin embargo en diferencias

apreciables en ninguno de estos parámetros. Sólo la abundancia media de individuos es significativamente superior durante el otoño/invierno. Sin considerar el valor de conservación de cada especie en concreto, las comunidades de aves acuáticas de los ríos muestran un valor naturalístico similar en las dos épocas del año más contrastadas en su composición.

Durante el periodo primavera/verano se registran abundancias altas de ciertas especies de limícolas migradoras –archibebe común, combatiente, aguja colinegra, andarríos bastardo y chico–, que ocupan los ríos de una forma transitoria durante sus trayectos migratorios. A estas especies se unen ciertas garzas y cigüeñas, exclusivamente nidificantes en nuestras latitudes (avetorillo y martinete común, cigüeña blanca).

Se ha caracterizado cada uno de los tres periodos anuales considerados habitualmente en los estudios de ciclos anuales en aves: fases de invernada, reproducción y postnupcial. Estos periodos se ajustan bien al comportamiento de las aves y por este motivo se ha considerado interesante su estudio. Para ellos, al igual que en la división de máxima segregación, no se registran diferencias significativas en ningún índice de diversidad (S , H' y J'), aunque sin embargo la invernada muestra una significativa mayor abundancia de aves. En los periodos postnupcial y de invernada se han detectado unos claros patrones de segregación en las aves, tendiendo en el invierno a una organización temporal de grano fino y de grano grueso en el postnupcial. En el invierno, un gran número de especies muestran altos valores de abundancia concentrados en unas pocas quincenas. En la fase postnupcial, las aves reconocen sobre todo dos grandes subperiodos.

Nuestros datos apoyan las conclusiones de otros trabajos que ponen de manifiesto el aumento poblacional en los ríos interiores de especies de distribución originalmente costera, fundamentalmente láridos y cormoranes (Cantos y Asensio, 1990; Blanco *et al.*, 1994; Díaz *et al.*, 1996). Este aumento poblacional se hace patente sobre todo en el periodo otoño/invierno, en el cual los mencionados GATs adquieren un valor de dominancia importante en las comunidades de aves acuáticas fluviales.

El estudio del grado de especialización temporal de las especies de aves acuáticas (amplitud de nicho temporal), permite identificar un conjunto de ellas con un alto grado de especialización, que ocupan los ríos contemplados durante un reducido número de

quincenas muestreadas (agachadiza real, ánade rabudo, archibebe oscuro, chorlitejo grande, chorlito dorado europeo, cigüeña negra, cigüeñuela común, correlimos de Temminck, fumarel cariblanco, garza imperial, malvasía híbrida, porrón pardo y zarapito trinador). La mayoría de ellas son además poco abundantes en la zona lo que les convierte en especies susceptibles de vigilancia ambiental. El elevado número de estas especies de nicho temporal restringido contribuye al aumento de la singularidad y del valor natural de los tramos fluviales que las acoge.

**V. Variabilidad espacial y
espacio–temporal**

V.1. Introducción y objetivos concretos

La preferencia de las aves por determinados hábitat, la potencialidad de estos para ofrecer recursos y las interacciones intra e interespecíficas, tienen un reflejo claro en la peculiar segregación espacial de las poblaciones de aves (Bayo, 1985; Collier *et al.*, 1993; Nummi *et al.*, 1994). Ésta, sigue unas pautas o patrones cuya identificación permite obtener grupos o comunidades biológicas que ofrecen una visión más sintética de la complejidad estructural de los ecosistemas, facilitando su gestión y conservación. En este trabajo, la identificación y caracterización de las comunidades permite seleccionar áreas fluviales de especial importancia así como identificar los factores ecológicos principales sobre los que centrar la atención de la conservación y de la investigación.

El estudio de los patrones espaciales en comunidades de aves ha seguido diferentes objetivos (Harris *et al.*, 1983; Pöysä, 1983a; Weller, 1995). La composición de estas comunidades se ha relacionado con gradientes ambientales, sucesionales y con tipos de vegetación, entre otros factores (Potti, 1985; Bayo, 1991b; Robledano *et al.*, 1992; Blanco y Velasco, 1996; Rempel *et al.*, 1997; Castro *et al.*, 2000), tanto con fines descriptivos como de conservación o gestión del territorio (Sterling, 1990; Biondi *et al.*, 1993; Kauppinen & Väisänen, 1993; Roché & Frochot 1993; Cuevas y Moraleda, 1996; Petit *et al.*, 1999).

Muchos estudios de la distribución espacial de las aves acuáticas han seguido un enfoque autoecológico, dirigido a identificar variables descriptoras típicas en humedales y zonas costeras (Johnson & Montalbano, 1984; Tietje & Teer, 1988; Davis *et al.*, 1989; Collier, 1991; Merendino & Ankney, 1994; Collier & Wakelin, 1996). En la caracterización avifaunística de estos ambientes se han utilizado variables ambientales como la producción de nutrientes y nivel de eutrofia, fisicoquímicas (turbidez, pH, salinidad), de vegetación (cobertura, diversidad y estructura de la vegetación emergente y sumergida) y morfométricas de las cubetas (profundidad, tamaño, irregularidad litoral, relación superficie agua-vegetación). Entre este conjunto de variables, destacan por su

importancia algunas como el grado de eutrofia, profundidad del agua y la cobertura de la vegetación (Johnson & Montalbano, 1984; Robledano *et al.*, 1992; Kauppinen & Väisänen, 1993).

En los ríos, y a pesar de su fuerte variabilidad estacional, la información sobre la distribución espacial de comunidades de aves acuáticas es muy escasa. La mayoría de los estudios sobre patrones espaciales de aves acuáticas en ríos se han realizado considerando escalas de observación de poco detalle, sobre todo regionales (Roché, 1993; Roché & Frochot, 1993; Olivero *et al.*, 1998), por lo que el conocimiento de estos patrones a escalas locales o intrafluviales es casi inexistente.

En este capítulo se estudia la distribución espacial de las comunidades de aves acuáticas en los ríos de la cuenca media del Tajo a una escala de mucho detalle espacial (tramos fluviales). Se pretende alcanzar los siguientes objetivos concretos:

- Tipificar los tramos fluviales de acuerdo a la composición de las comunidades de aves acuáticas y de los GATs, e identificar los principales factores que caracterizan cada tipología.
- Valorar los grupos de tramos fluviales previamente identificados, en función de parámetros como su abundancia de aves y diversidad biológica, de utilidad como indicadores de cambios en los ecosistemas y para el diseño de acciones de vigilancia y gestión ambiental.
- Identificar los principales gradientes de variación espacial y espacio-temporal de las comunidades de aves y los factores ambientales responsables de los mismos.

V.2. Métodos

Se han utilizado técnicas numéricas multivariantes que permiten ofrecer una visión sintética e integrada de las relaciones espaciales y espacio-temporales que subyacen en el

conjunto del territorio contemplado. Para la tipificación de los ríos y en la detección de gradientes principales de variación de las comunidades, se han realizado análisis de clasificación y de ordenación (Legendre & Legendre, 1979), como análisis de correspondencias –AC– (Benzecri, 1970) y *Detrended Correspondence Analysis* –DCA– (Hill & Gauch, 1980). Para la interpretación de los resultados se ha recurrido a técnicas estadísticas clásicas y ampliamente conocidas (Sokal & Rohlf, 1979).

Los análisis anteriores se han realizado utilizando dos niveles taxonómicos de las aves acuáticas: las especies y los Grupos de Afinidad Taxonómica (GATs) (ver Anexo I). La unidad de análisis espacial utilizada ha sido en todos los casos el tramo fluvial, que coincide con la unidad de observación utilizada en los capítulos anteriores. En la caracterización espacio-temporal de la comunidad de aves, la unidad de análisis surge de la combinación de los tramos fluviales por los dos grandes periodos anuales de máxima segregación temporal detectados en el capítulo IV.

En los análisis, el valor de abundancia utilizado fue el Índice Kilométrico de Abundancias –IKA–, ya comentado en el apartado II.3.

En todos los casos se eliminó el tramo M01, perteneciente al río Manzanares, debido a su extrema singularidad (*outlier*, Kauppinen & Väisänen, 1993), ya detectada en análisis anteriores.

Las variables cuantitativas utilizadas en la explicación de los resultados (coberturas y longitudes) fueron transformadas utilizando la expresión $\text{Log}(x+1)$ con el fin de suavizar los valores extremos (Venables & Ripley, 1999).

Las variables descriptoras de la calidad de las aguas (DBO, conductividad, sólidos en suspensión, etc.), solo se pudieron registrar, y por tanto contrastar, en ocho de los 38 tramos fluviales.

V.3. Resultados y discusión

V.3.1. Clasificación y caracterización ecológica de los tramos fluviales

En primer lugar, los tramos fluviales han sido clasificados en función de las abundancias medias de los siete Grupos de Afinidad Taxonómica (GATs) de las aves acuáticas: anátidas, láridos, somormujos, rálidos, cormoranes, garzas/cigüeñas y limícolas (Anexo I). Este nivel taxonómico se ha utilizado por su carácter sintético, que facilita el seguimiento y valoración de estas comunidades, y por tanto las acciones para su conservación o gestión.

Para la identificación de los factores que caracterizan mejor cada grupo se consideró un conjunto amplio de variables ambientales (Tabla II. 9). La significación de las diferencias de los valores de éstas entre los grupos se testó mediante ANOVA, utilizando el test de Tuckey para las comparaciones múltiples entre medias.

La Figura V. 1 muestra el dendrograma resultante de la clasificación (el algoritmo aglomerativo utilizado es UPGMA). Considerando un valor de corte de 0,35, se obtienen cinco grupos de tramos, en su mayoría bastante uniformes internamente. Uno de los grupos (C-I) contiene un único tramo (T23) por lo que su caracterización estadística no ha sido posible.

Los grupos C-II y C-III incluyen la mayoría de los tramos de los ríos Jarama y Manzanares, mientras que los grupos C-IV y C-V combinan tramos de los ríos Henares y Tajo (Tabla V. 1). A grandes rasgos, estos dos conjuntos de tramos pueden diferenciarse bien por la calidad aparente del agua de los ríos.

Los tramos de los ríos Jarama y Manzanares (CII y CIII), tienen por lo general una baja calidad del agua. El 78% de los tramos de estos ríos registran un grado alto o muy alto de contaminación aparente del agua, situación que contrasta con la de los ríos Tajo y Henares (grupos C-IV y C-V) donde el 89% de sus tramos presentan un grado medio de contaminación.

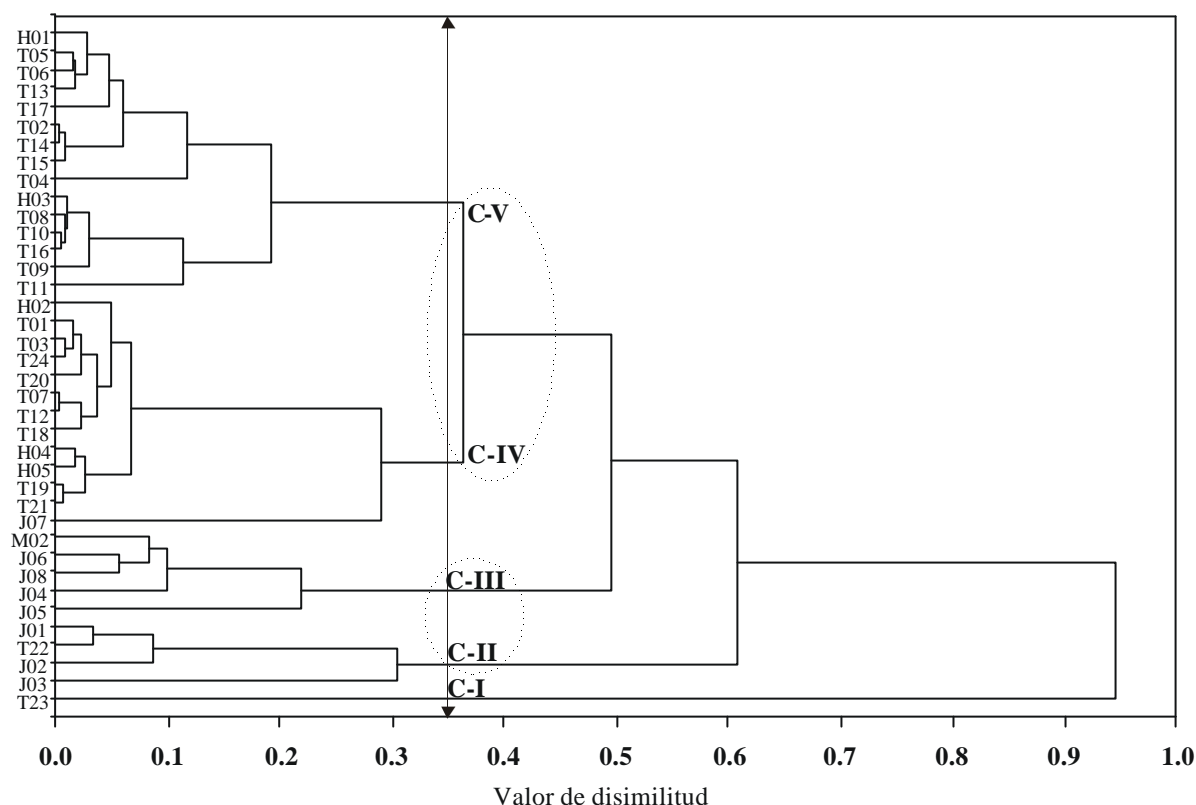


Figura V. 1. Clasificación de los tramos fluviales en función de las abundancias de los siete grupos taxonómicos (GATs). Se identifican cinco grupos fluviales (C-I a C-V). Mediante líneas discontinuas se destacan dos grandes conjuntos de tramos fluviales, distinguibles por su diferente calidad del agua.

Tabla V. 1. Relación de tramos fluviales pertenecientes a cada grupo obtenido en la clasificación.

Grupos de tramos	Tramos
C-I	T23
C-II	J01, J02, J03 y T22
C-III	M02, J04, J05, J06 y J08
C-IV	H02, H04, H05, J07, T01, T03, T07, T12, T18, T19, T20, T21 y T24
C-V	H01, H03, T02, T04, T05, T06, T08, T09, T10, T11, T13, T14, T15, T16 y T17

La proyección espacial de los grupos de tramos obtenida en la clasificación se muestra en la Figura V. 2. Los tramos de mayor contaminación aparente (grupos C-II y C-III) se localizan en el segmento medio de la cuenca analizada, perteneciendo en su inmensa mayoría a los ríos Manzanares y Jarama. Estos ríos son los receptores inmediatos de los

vertidos de la ciudad de Madrid. Los grupos C-IV y C-V contienen tramos localizados indistintamente tanto aguas arriba como muy debajo de dichos vertidos, y por tanto nada o poco afectados por los mismos.

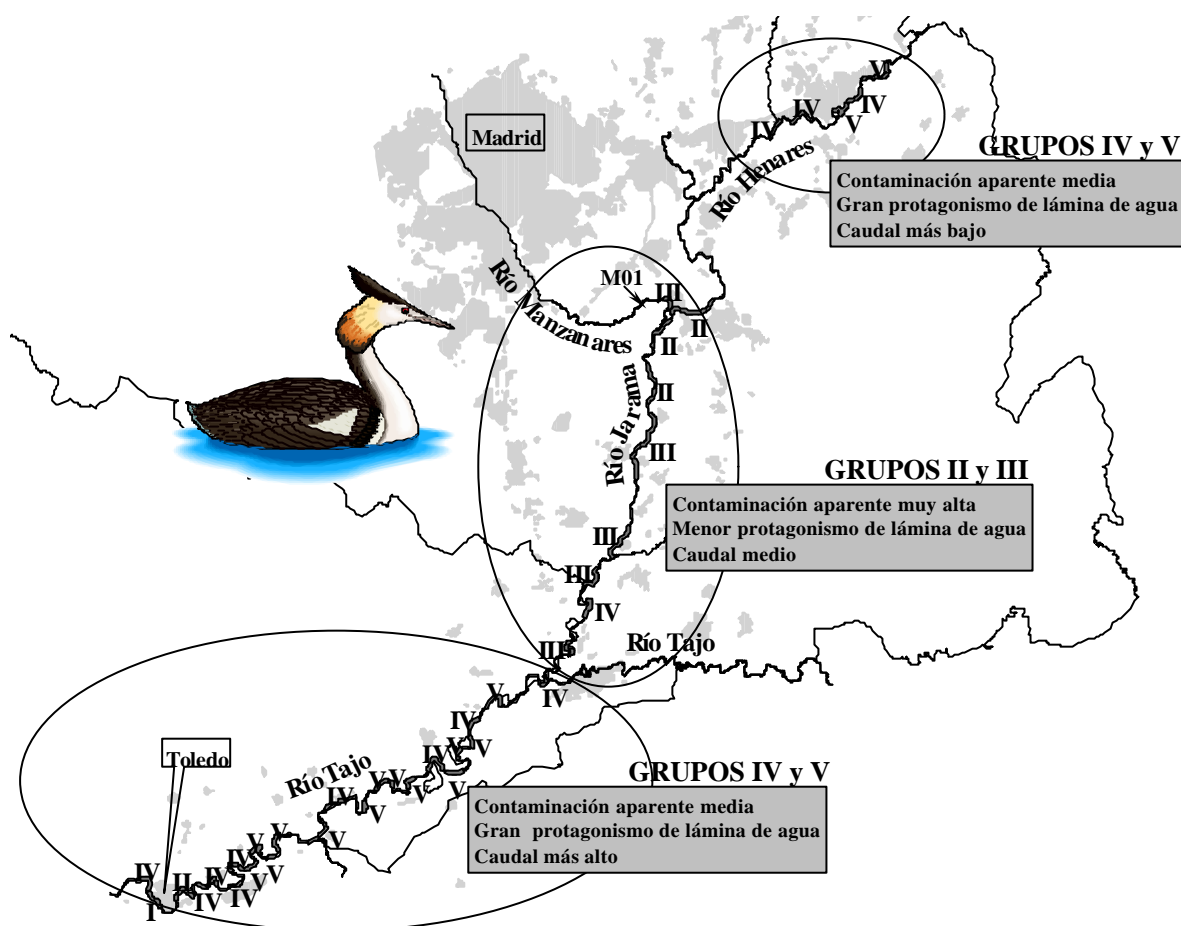


Figura V. 2. Distribución y descripción de los tramos según la tipología resultante de la clasificación. En gris se muestran los núcleos urbanos.

El resultado refleja la influencia de los vertidos de la ciudad de Madrid, además de su cercanía, sobre la composición de las comunidades de aves acuáticas en los ríos. Este efecto es patente en los tramos fluviales del río Manzanares y Jarama hasta su confluencia con el Tago. A partir de ésta, la composición de la avifauna es similar a la de los tramos del río Henares –aguas arriba de los vertidos– lo que parece indicar un proceso de recuperación frente a la contaminación favorecido por la lejanía a los vertidos y el aporte de caudal del río Tago. Sólo los tramos más cercanos a la ciudad de Toledo, también

afectados por vertidos urbanos, tienen una composición de aves semejante a la del grupo C-II.

La Tabla V. 2 muestra los GATs, las especies y las variables ambientales que mejor caracterizan cada uno de los grupos de tramos fluviales obtenidos. Se excluye el grupo C-I por incluir un único tramo.

Entre las variables ambientales, destacan aquellas que hacen referencia a coberturas vegetales, tipos de sustratos y de usos agrarios de las áreas adyacentes a los ríos. Estas últimas, ponen de manifiesto la importancia de los usos del suelo cercanos a los ríos sobre la composición de la avifauna acuática. El resultado, ya desatacado por otros autores (Amezaga *et al.*, 2002; Riffell *et al.*, 2003), es relevante por cuanto proporciona una nueva magnitud espacial en el concepto de ecosistema fluvial, ampliando sus límites de gestión más allá de la vegetación de ribera actual.

Las principales características de los grupos de tramos identificados son:

- **Grupo C-I: Tramos fluviales muy contaminados con abundantes aves oportunistas (no láridos).**

Este grupo contiene un único tramo de río Tajo (T23), cercano a la ciudad de Toledo (Tabla V. 1). Sus características son muy parecidas al tramo M01 del río Manzanares, que fue eliminado del análisis por su singularidad avifaunística. Ambos comparten su cercanía a un gran núcleo urbano (Toledo y Madrid), una alta contaminación de sus aguas, un paisaje antropizado y una abundancia media elevada de ciertas aves generalistas o de uso esporádico de los ríos. Entre estas últimas destacan la garcilla bueyera (27,00 aves/km), siendo ésta la única especie registrada en el tramo M01, y el cormorán grande (40,40 aves/km en el tramo T23). Estas aves utilizan los ríos como zonas de dormitorio y descanso o de nidificación (Blanco *et al.*, 1994; SEO/BirdLife, 1998c), y se alimentan preferentemente en áreas no ribereñas. En concreto, la garcilla bueyera es una especie cosmopolita y en expansión, que utiliza una gran variedad de ambientes, incluidos medios estrictamente terrestres (Cramp & Simmons, 1977). En los cormoranes, su alimentación en la zona de estudio se concentra en medios acuáticos de naturaleza léntica.

La independencia trófica de los ríos por parte de estas aves, les permite colonizar tramos antropizados y altamente degradados como los señalados en este grupo.

– **Grupo C-II: Tramos contaminados, con alta cobertura herbácea y abundantes aves oportunistas (láridos).**

Reúne varios tramos consecutivos del río Jarama y un tramo del Tajo (Tabla V. 1). La peculiaridad principal de este grupo estriba en la elevada abundancia de láridos (especialmente de gaviota reidora, Tabla V. 2).

Estos tramos tienen un predominio de vegetación herbácea en sus orillas (Tabla V. 2). Sin embargo, la presencia de zonas arboladas en las áreas adyacentes a los ríos, aunque escasa, suele ser frecuente. Las elevadas densidades de láridos registradas parecen responder no solo a las características intrínsecas de los tramos fluviales, sino también a la presencia cercana de fuentes artificiales de alimentación y de zonas de descanso. Es el caso del vertedero de Valdemingómez y de las lagunas artificiales de El Porcal y El Campillo, utilizadas masivamente por estas aves como áreas de dormitorio y sesteo (Gómez y De Juana, 1984; Cantos y Asensio, 1990; Figura V. 3). No obstante, en la alta presencia de láridos puede también influir la alta contaminación de las aguas de estos tramos, que son los de peor calidad después del Manzanares.



Figura V. 3. Tramos del río Jarama pertenecientes al grupo C-II, caracterizados por una alta abundancia de gaviota reidora. La situación estratégica de estos tramos entre una zona preferente de alimentación y otra de descanso nocturno, explica la gran cantidad de estas aves oportunistas.

Tabla V. 2. Valores medios de GATs, especies y variables ambientales de los grupos de tramos identificados en la clasificación. Se presentan sólo las variables con diferencias significativas. En negrita se destacan los valores medios más altos de cada fila.

	IKAs-Valores medios						Comparaciones múltiples					
	C-II	C-III	C-IV	C-V	F _(3, 33)	p	II-III	II-IV	II-V	III-IV	III-V	IV-V
GATs												
Láridos	15.76	8.17	4.61	2.45	14.99	***	*	***	***			
Limícolas	4.20	22.00	3.47	7.20	7.03	***	*			***	*	
Anátidas	3.16	6.13	8.15	61.33	5.98	**					*	**
Somormujos	0.75	1.81	3.13	3.00	3.64	*		*	*			
Especies												
Gaviota reidora	15.40	7.89	4.35	2.12	16.12	***	*	***	***		*	
Cigüeñuela común	1.49	9.64	0.91	2.39	8.91	***	**			***	***	
Ánade azulón	1.91	2.98	6.41	51.49	6.03	**					*	**
Archibebe claro	0.01	0.15	<0.00	0.01	5.73	**	*			**	**	
Cerceta común	0.22	0.23	0.08	0.79	3.92	*						*
Avefría europea	1.06	5.96	0.72	1.75	3.85	*				*	*	
Correlimos menudo	0.06	0.21	<0.00	0.01	3.64	*				*	*	
Zampullín común	0.72	1.79	3.09	2.87	3.61	*		*				*
Correlimos zarapitín	0.01	0.13	0.00	<0.00	3.49	*				*	*	*
Gallineta común	9.48	14.50	19.54	22.72	3.38	*			*			
Correlimos común	0.01	0.06	<0.00	<0.00	3.29	*				*	*	
Fumarel común	0.01	0.19	0.04	<0.00	2.96	*					*	**
Archibebe común	0.01	0.10	0.02	0.04	2.94	*				*		
Variables ambientales												
% arbolado orilla (OA)	23.94	10.85	45.45	67.32	10.96	***			*	*	***	
% cultivo m. adyac. (CUL)	17.68	36.31	58.61	71.57	9.60	***		**	***		**	
% limos cauce distal (CL)	0.53	13.01	3.82	2.50	6.03	**	**			*	**	
% limos orilla (OL)	5.26	11.23	5.16	4.11	5.67	**				**	**	*
% arbolado cauce distal (CA)	27.22	8.41	47.26	74.73	4.95	**					**	
% pastizales m. adyac. (PAS)	25.19	49.24	25.76	14.39	4.88	**					**	
% arbolado m. adyac. (MBO)	21.06	11.86	4.10	12.01	3.54	*		*				
Anchura cauce sin agua (CG)	10.39	34.03	15.17	7.99	3.20	*					*	
% vegetación palustre (VP)	24.53	16.47	37.46	31.85	3.07	*				*		
% herbáceas orilla (OH)	75.20	53.05	47.74	52.75	2.09	*		*	*			

- **Grupo C-III: Tramos contaminados con cauces limosos y arenosos, y con abundantes aves limícolas.**

Este grupo lo conforman tramos del río Jarama en los que predomina una escasa

vegetación leñosa, que es sustituida por una alta cobertura de limos y arenas tanto en las orillas como en el resto del cauce (Tabla V. 2 y Tabla V. 3). Al igual que en el grupo anterior, el agua presenta una elevada contaminación aparente al concentrar todavía los vertidos urbanos de Madrid, y no haber tenido el río tiempo suficiente para la autodepuración. El predominio de la zona libre de agua en el cauce fluvial y las altas coberturas de limos en los cauces y orillas de estos tramos, favorecen la presencia de especies con una mayor independencia del agua, como las limícolas (ver Tabla V. 2).

Las especies de limícolas más representativas son el correlimos común, menudo y zarapitín, archibebes común y claro, cigüeñuela común y avefría europea. Los pastizales son abundantes en las áreas adyacentes a estos tramos, aspecto que promueve la presencia de ciertas especies, también limícolas, como la avefría europea. Este ave utiliza estas áreas de vegetación para alimentarse durante sus pasos migratorios e invernada (Cramp & Simmons, 1983).

– **Grupo C-IV: Cauces algo contaminados, con vegetación palustre y presencia de somormujos.**

Los tramos incluidos en este grupo, junto con los del grupo siguiente (C-V), engloban la práctica totalidad de los tramos de los ríos Tajo y Henares. Se caracterizan por un cierto restablecimiento de la calidad de sus aguas, debido posiblemente a la dilución de los contaminantes por aumento del caudal (caso del río Tajo) o a un menor vertido de carga contaminante (tramos del río Henares). Como ya se adelantaba antes, el 89% de los tramos de estos ríos registraron una contaminación aparente media de sus aguas. Entre los grupos C-IV y C-V, las diferencias no son muy notables, caracterizándose ambos por altos porcentajes de vegetación arbórea en sus orillas y de cultivos en las áreas adyacentes a los cauces (ver Tabla V. 2). Sin embargo, la vegetación palustre es mayor en el grupo C-IV y la cobertura de arbolado mayor en el grupo C-V.

Los somormujos, y en concreto el zampullín chico, así como la gallineta común, son el GAT y las especies más discriminantes. Su presencia se asocia a las elevadas coberturas de vegetación palustre de estos tramos, que desempeña un papel crucial en la

nidificación de estas aves (Calvario e Sarrocco, 1988; Hernández y Fernández, 1991; Ulenaers & Dhondt, 1991; Osnas, 2003).

Tabla V. 3. Síntesis de la descripción de los grupos de tramos obtenidos en la clasificación.

Grupos de tramos	Descripción ambiental	GATs característicos
C-I	Cauce singular	----
C-II	Cauces con predominio herbáceo	Láridos
C-III	Cauces con limos y barras arenosas de sedimentación	Limícolas
C-IV	Cauces con predominio de vegetación palustre	Somormujos
C-V	Cauces con vegetación arbolada sobresaliente	Anátidas y somormujos

– **Grupo C-V: Cauces poco contaminados, con vegetación arbórea bien conservada y abundantes anátidas.**

Este grupo reúne un número elevado de tramos fluviales, que en términos generales se caracterizan por una escasa contaminación aparente del agua y por una clara dominancia de la vegetación leñosa, tanto en sus orillas como en sus cauces distales (Tabla V. 2 y Tabla V. 3). Pueden, por tanto, considerarse tramos relativamente bien conservados, o más que los restantes. Todos pertenecen a los ríos Tajo y Henares.

Los tramos de este grupo presentan una alta heterogeneidad de la vegetación, con herbazales y carrizales (vegetación palustre) y vegetación arbórea bien conservada (Tabla V. 2). Las zonas adyacentes a los cauces se caracterizan por la presencia frecuente de cultivos. Aunque los usos agrarios pueden tener una influencia negativa sobre la calidad del agua (contaminación difusa por abonos y fitosanitarios, Díaz Álvarez *et al.*, 1989), los cultivos ofrecen una importante fuente extra de recursos alimentarios para ciertas aves acuáticas, en especial para las anátidas (Guillemain *et al.*, 2002c). Este tipo de aves, y muy especialmente el ánade azulón –especie dominante en este grupo–, ánsares y el ánade silbón europeo, pueden utilizar intensivamente los cultivos como áreas de forrajeo (Cramp & Simmons, 1977; Maisonneuve *et al.*, 2000a,b).

La Tabla V. 4 muestra una valoración de los grupos anteriormente descritos, en términos de la abundancia y distintos índices de diversidad biológica de las comunidades de aves acuáticas. No se detectan diferencias significativas ni en la riqueza de especies, ni en la diversidad de Shannon, ni en la equitatividad. Sólo la abundancia media de aves acuáticas es superior en el grupo C-V, donde las aguas están poco contaminadas y la vegetación arbórea aparece mejor conservada.

Tabla V. 4. Valores medios de abundancia, riqueza, diversidad de Shannon y equitatividad de aves acuáticas en los diferentes grupos fluviales identificados. Las comparaciones múltiples se testaron mediante el test de Tukey. En negrita se destacan los valores significativamente más altos.

	Grupos de tramos fluviales						Comparaciones múltiples					
	C-II	C-III	C-IV	C-V	F (3, 32)	p	II-III	II-IV	II-V	III-IV	III-V	IV-V
Abundancia media (IKA)	40,43	78,08	62,63	127,68	4,09	*						*
Riqueza de especies	14	15	13	13	0,34	ns						
Diversidad de Shannon (H')	1,59	1,75	1,67	1,64	0,22	ns						
Equitatividad (J')	0,61	0,64	0,66	0,64	0,55	ns						

Del resultado se desprende que la tipificación de los tramos fluviales en función de la composición de las aves acuáticas es independiente de su valor de conservación (estimado éste mediante índices de diversidad biológica), muy posiblemente por responder estos aspectos a diferentes factores ecológicos.

V.3.2. Tendencias principales de variación espacial

En este apartado se caracterizan los principales gradientes de variación espacial de las comunidades de aves acuáticas. Para ello, los 38 tramos fluviales son ordenados con un criterio multivariante (análisis de correspondencias –AC–, Benzecri, 1970) en función de su composición avifaunística y considerando dos niveles taxonómicos: 7 Grupos de

Afinidad Taxonómica (GATs) y 46 especies. Ambas escalas permiten obtener una información complementaria sobre la variabilidad de las comunidades y sobre los principales factores responsables de la misma.

Para evitar distorsiones en el plano factorial se eliminaron las especies más raras; presentes en menos de un 6% de las observaciones, previo estudio exploratorio del umbral de rareza (Kauppinen & Väisänen, 1993; Blanco y Velasco, 1996). Las especies excluidas han sido diez: correlimos de Temminck, archibebe oscuro, rascón europeo, chorlito dorado europeo, malvasía híbrida, fumarel cariblanco, agachadiza real, cigüeña negra, zarapito trinador y garcilla cangrejera. Las especies incluidas por tanto en el análisis fueron 46.

La ordenación de los tramos fluviales en función de la composición de los GATs y de las especies de aves acuáticas se muestran en las Figura V. 4 y Figura V. 5, respectivamente. En ambos casos, el plano factorial es definido por las dos primeras dimensiones del análisis de correspondencias. La varianza recogida por las dos primeras dimensiones de la ordenación de los tramos asciende al 65,55% para los GATs y al 47,52% para las especies. Se observa que ambas ordenaciones son prácticamente idénticas. Este resultado indica la clara entidad ecológica que tiene la escala de GAT para explicar la variación espacial de las comunidades de aves acuáticas, hasta el punto de que este nivel taxonómico ofrece la misma información que el nivel de especie. La utilización de la escala de GAT, mucho más sintética que la especie, tiene un especial interés en la gestión y en la conservación de este tipo de aves y, en general, también de los hábitat fluviales. El resultado anterior avala la utilización de este nivel taxonómico con esta finalidad.

Las Tabla V. 5 y Tabla V. 6 muestran los taxones y las variables ambientales que mejor caracterizan los extremos de las dimensiones de la ordenación de los tramos fluviales, en función de los GATs y de las especies, respectivamente. La interpretación de los resultados se realiza integrando la información aportada por ambas tablas.

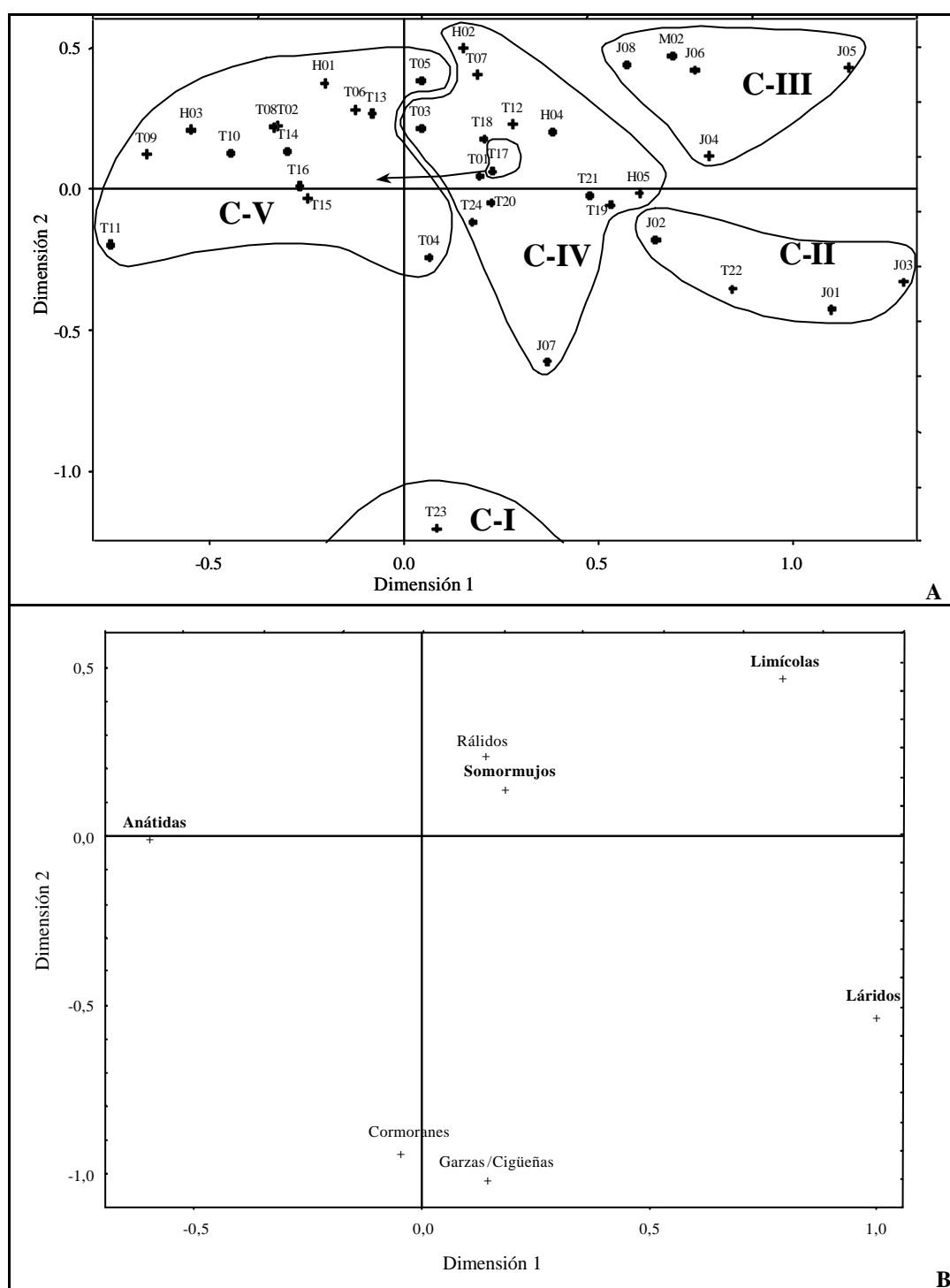


Figura V. 4. **A)** Ordenación de los 38 tramos fluviales en las dos primeras dimensiones del AC realizado en función de las abundancias de los GATs de aves acuáticas. Se agrupan los tramos pertenecientes a los grupos obtenidos en la clasificación previa (Figura V. 1). **B)** Posición de los 7 GATs en el plano de ordenación definido por las dos primeras dimensiones del análisis de correspondencias. En negrita los GATs más característicos de cada grupo de tramos (ver Tabla V. 3).

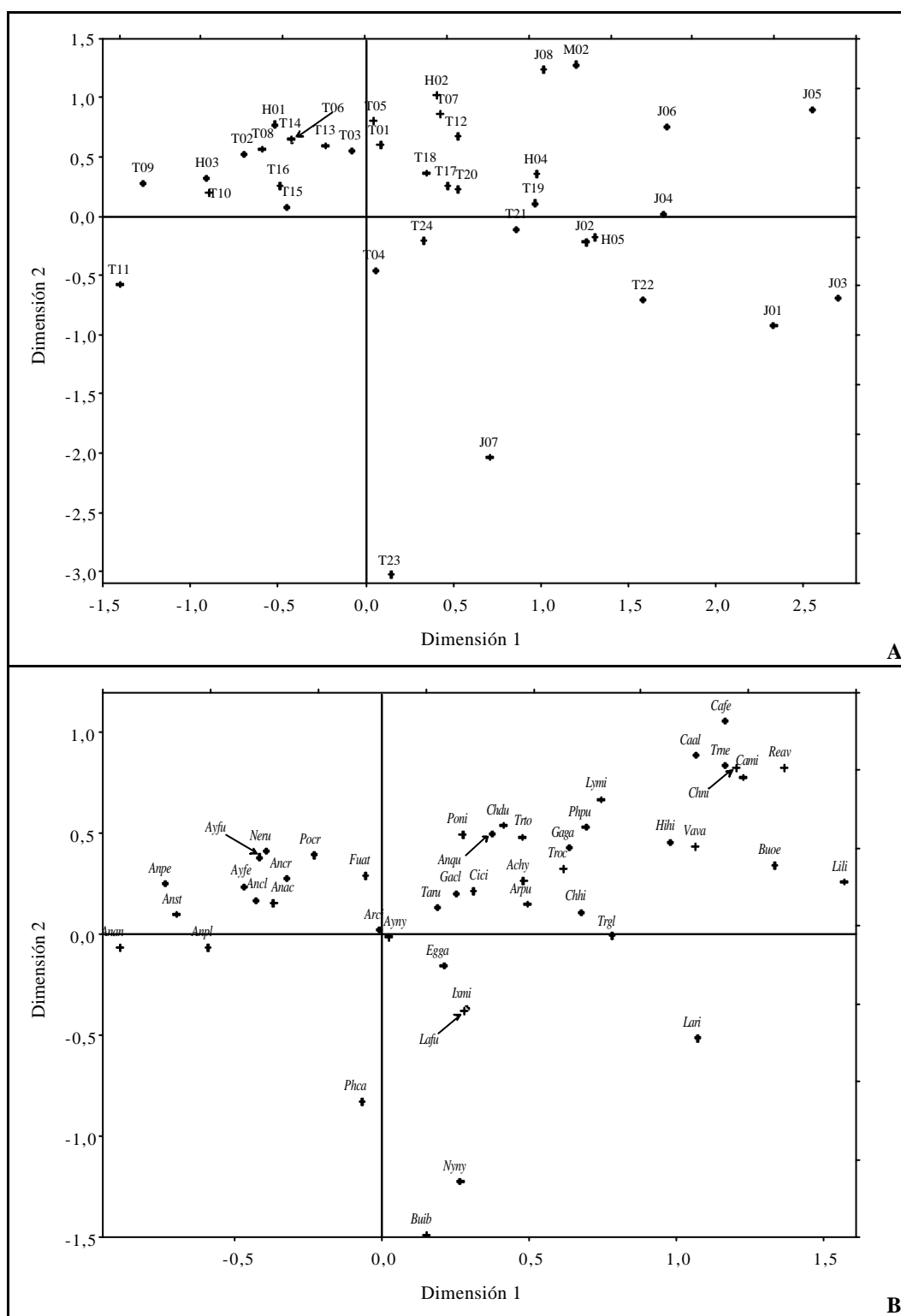


Figura V. 5. A) Ordenación de los 38 tramos fluviales en las dos primeras dimensiones del AC realizado en función de las abundancias de las especies de aves acuáticas, B) Posición de las 46 especies en el plano de ordenación definido por las dos primeras dimensiones del análisis de correspondencias (ver códigos de las especies en el Anexo I).

La principal tendencia de variación espacial (dimensión 1) se relaciona con el mayor o menor protagonismo de la lámina de agua, con un gradiente de cobertura vegetal en los cauces y riberas y con los tipos de usos existentes en las zonas adyacentes a los cauces. Tramos fluviales con lámina de agua ocupando gran parte del cauce y con un sotobosque bien conservado en sus orillas y áreas distales son los preferidos por las anátidas, y entre ellas por especies como el ánade azulón, ánade friso, porrón europeo y pato cuchara (Tabla V. 5 y Tabla V. 6). Este tipo de tramos, con cauces en su mayor parte cubiertos por el agua (ríos generalmente anchos), suelen registrar una escasa contaminación de sus aguas –tramos bien conservados–, como sucede en muchos tramos de los ríos Tajo (T11, T09, T10, T08, T14, T02) y en algunos del Henares (H03, H01), pertenecientes al grupo C-V de la clasificación (Tabla V. 1). Las áreas adyacentes a este tipo de tramos tienden a estar ocupadas por cultivos (Tabla V. 5 y Tabla V. 6), que parecen mostrar un efecto beneficioso para ciertas especies del género *Anas* (especialmente ánade azulón) (McKinnon & Duncan, 1999), además de aportar una fuente suplementaria de alimento (Cramp & Simmons, 1977). Una gran parte de las especies de anátidas son reproductoras y sedentarias en los ríos, y ocupan estos tramos fluviales de forma constante a lo largo del año. Su presencia abundante se manifiesta aquí como un indicador de ríos en buen estado de conservación. Hemos denominado sintéticamente a este modelo de hábitat fluvial “arbóreo/acuático”.

Láridos y limícolas ocupan tramos con características opuestas a los anteriores: cauces con escasa lámina de agua (y probablemente con menor profundidad, dadas las preferencias ecológicas de muchas de estas aves: Cramp & Simmons, 1983; Robledano *et al.*, 1992), escasa o nula vegetación arbórea y mayor cobertura de sustratos limosos y arenosos en sus orillas. La elevada abundancia de limícolas en estos tramos –especialmente cigüeñuela común, avefría europea y andarríos chico (Tabla V. 6)– se relaciona claramente con la dominancia de este tipo de sustratos.

En este extremo del gradiente se localizan tramos fluviales contaminados del Jarama (J03, J01, J05, J04, J06, J02) y alguno del río Manzanares (M02) y del Tajo (T22), pertenecientes todos ellos a los grupos C-II y C-III de la clasificación (Tabla V. 1). La contaminación orgánica de estos tramos y ríos, junto a la cercanía de numerosas lagunas

artificiales procedentes de la extracción de áridos (Cantos y Asensio 1990), podrían explicar la gran abundancia de láridos –especialmente de gaviota reidora–. A este tipo de hábitat se le ha denominado sintéticamente como “limoso/terrestre”.

Tabla V. 5. GATs y variables del medio que mejor caracterizan cada una de las tres dimensiones principales de la ordenación de los tramos fluviales (r_s = correlación de Spearman entre los valores de las variables del medio y las coordenadas de los tramos en cada dimensión).

<i>Dimensiones</i>	<i>GATs extremo negativo</i>	<i>Contribuciones absolutas</i>	<i>GATs extremo positivo</i>	<i>Contribuciones absolutas</i>
<i>Dim. 1</i>	Anátidas	47,69	Láridos Limícolas	28,16 20,50
<i>Dim. 2</i>	Garzas y Cigüeñas	38,64	Rálidos	14,11
	Cormoranes	22,77	Limícolas	11,76
<i>Dim. 3</i>	Rálidos	36,56	Limícolas Anátidas	39,49 14,64
<i>Dimensiones</i>	<i>Variables del medio extremo negativo</i>	r_s	<i>Variables del medio extremo positivo</i>	r_s
<i>Dim. 1</i>	% arbolado orilla (OA)	0,70***	Contaminación aparente agua (Caa)	0,61***
	% arbolado cauce distal (CA)	0,56***	Anchura cauce sin agua (CG)	0,46 **
	Anchura lámina agua (AR)	0,41 **	% limos orilla (OL)	0,46 **
	% cultivo adyacente (CUL)	0,38 *	% pastizales adyacente (PAS)	0,34 *
<i>Dim. 2</i>	Anchura lámina agua (AR)	0,32 *	% vegetación acuática (VA)	0,35 *
<i>Dim. 3</i>	% vegetación palustre (VP)	0,35 *	% arbolado adyacente (MBO)	0,49 **

Los resultados de la ordenación recogidos por la primera dimensión de la ordenación son coherentes con los obtenidos previamente en la clasificación de los tramos fluviales. Ambos resultados discriminan bien a los tramos fluviales con mayor grado de contaminación del agua, escasa vegetación arbórea, cauces con lámina de agua estrecha – donde abundan aves como las limícolas y los láridos–, y tramos fluviales mejor conservados, con menor contaminación aparente, alta cobertura arbórea y ancha lámina de agua, donde las anátidas son las aves más características e indicadoras de esta situación de calidad ambiental. Los primeros tramos pertenecen a los ríos Manzanares y Jarama, y entre ellos se encuentran los más cercanos a grandes núcleos urbanos como Madrid o Toledo. El segundo tipo de tramos pertenecen, por lo general, a los ríos Henares y al río Tajo. La lejanía a zonas muy pobladas, el aumento de la anchura de los cauces y del caudal de agua

son factores que permiten en estos tramos una menor concentración de contaminantes y una mayor cobertura arbórea.

Tabla V. 6. Especies y variables del medio que mejor caracterizan cada una de las tres dimensiones principales de la ordenación de los tramos fluviales (r_s = correlación de Spearman entre los valores de las variables del medio y las coordenadas de los tramos en cada dimensión).

<i>Dimensiones</i>	<i>Especies extremo negativo</i>	<i>Contribuciones absolutas</i>	<i>Especies extremo positivo</i>	<i>Contribuciones absolutas</i>
Dim. 1	Ánade azulón	36,73	Gaviota reidora	28,23
	Porrón europeo	1,81	Cigüeñuela común	10,70
	Ánade friso	1,68	Avefría europea	8,64
	Cuchara común	0,92	Gallineta común	4,90
			Andarríos chico	0,95
Dim. 2	Garcilla bueyera	44,24	Focha común	8,37
	Cormorán grande	15,72	Gallineta común	5,01
	Gaviota reidora	9,43	Cigüeñuela común	3,48
	Martinete común	5,03	Avefría europea	2,17
			Chorlitejo chico	1,59
Dim. 3	Focha común	24,91	Cigüeñuela común	19,68
	Gallineta común	7,26	Ánade azulón	17,98
	Zampullín común	3,19	Avefría europea	15,39
	Cormorán grande	1,17	Ánade friso	1,16
<i>Dimensiones</i>	<i>Variables del medio extremo negativo</i>	<i>r_s</i>	<i>Variables del medio extremo positivo</i>	<i>r_s</i>
Dim. 1	% arbolado orilla (OA)	0,70***	Contaminación aparente agua (Caa)	0,59***
	% arbolado cauce distal (CA)	0,56***	Anchura Cauce sin agua (CG)	0,47 **
	Anchura lámina agua (AR)	0,43 **	% limos orilla (OL)	0,43 **
	% cultivo adyacente (CUL)	0,37 *	% pastizales adyacente (PAS)	0,33 *
Dim. 3			% arbolado adyacente (MBO)	0,34 *

La Figura V. 6 esquematiza de forma sintética los paisajes fluviales más contrastados en función de la segregación espacial de las aves acuáticas.

En general, puede decirse que la segregación espacial principal de las comunidades de aves acuáticas en los ríos estudiados coincide bastante con lo observado por otros autores en ambientes lénticos someros, al menos en lo que respecta a los grupos taxonómicos que mejor lo caracterizan. Salvando las diferencias específicas, los resultados de Robledano *et al.* (1992) para lagunas costeras salinas e hipersalinas, muestran un primer gradiente espacial que enfrenta a anátidas, somormujos y fochas –rálidos– a láridos y

limícolas. Estos grupos son los mismos que caracterizan en nuestro caso los extremos del gradiente principal de variación espacial detectado.

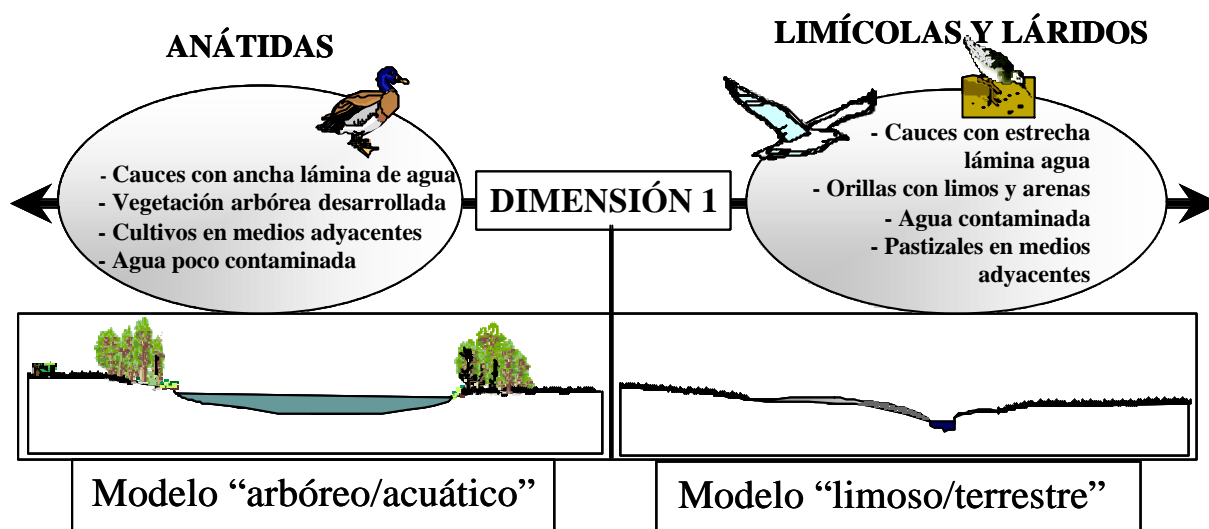


Figura V. 6. Esquema del gradiente principal de variación espacial de las aves acuáticas en los ríos estudiados.

Se analizó la relación entre los valores de abundancia, riqueza, diversidad de Shannon y equitatividad (Pielou, 1975) de las especies de aves con el gradiente principal de variación espacial. Para ello se calcularon análisis de regresión lineal y cuadrática entre las coordenadas de los tramos en el principal eje de ordenación y los valores de los parámetros citados. De los cuatro parámetros analizados, la abundancia registró una relación significativa de tipo lineal ($R^2=0,29$; $p < 0,001$) y la equitatividad de tipo unimodal ($R^2=0,25$; $p < 0,01$) (Figura V. 7). Los valores más altos de abundancia se asocian a los tramos mejor conservados y caracterizados por la abundancia de anátidas sedentarias. Los tramos más contaminados mantienen un número significativamente más escaso de individuos. Por otro lado, aunque los valores de equitatividad varían muy poco entre tramos —dada la elevada dominancia de especies—, se registra un patrón unimodal a lo largo del gradiente analizado, de forma que la equitatividad decrece hacia ambos extremos del gradiente principal y tiende al máximo en las posiciones intermedias del mismo. Este patrón apoya el efecto de la dominancia de los GATs más contrastados por el gradiente: anátidas en el extremo negativo y limícolas y láridos en el positivo. El resultado concuerda

con la valoración realizada para los grupos de tramos obtenidos en la clasificación e indica una cierta independencia entre los procesos que determinan la variación espacial de estas comunidades de aves y los que influyen en sus valores de diversidad biológica.

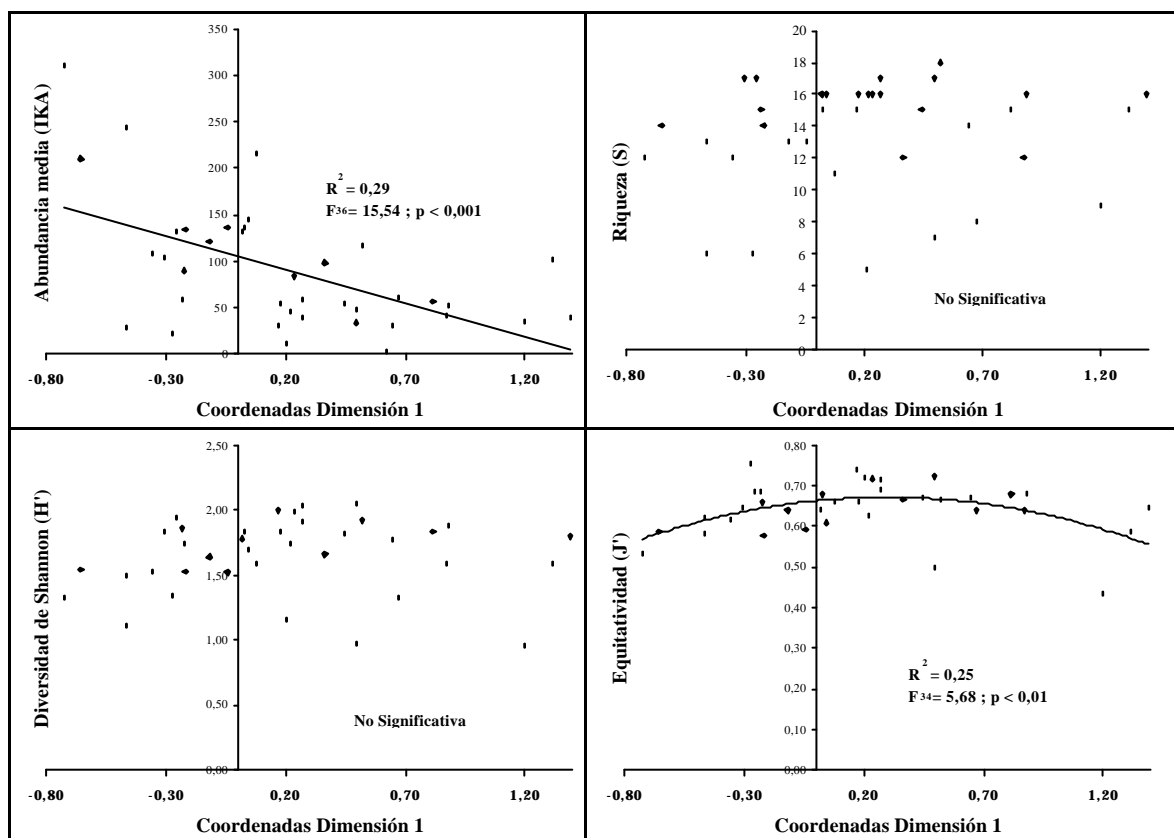


Figura V. 7. Variación de la abundancia y de los parámetros naturalísticos de aves acuáticas a lo largo del principal gradiente de variación espacial (dimensión 1) de estas comunidades.

La interpretación de la segunda y tercera dimensiones de la ordenación tiene el inconveniente de la escasez de variables del medio que las caracterizan (Tabla V. 5 y Tabla V. 6). Solo la cobertura de la vegetación acuática y la anchura de la lámina de agua caracterizan los extremos de la dimensión 2. Este gradiente espacial enfrenta a los rálidos —especialmente focha común y gallineta común— a las garzas/cigüeñas y cormoranes —especialmente garcilla bueyera y cormorán grande—. La presencia de rálidos se asocia a tramos fluviales con alta cobertura de vegetación acuática y la de garzas, cigüeñas y cormoranes a tramos con ancha lámina de agua. Esta discriminación se justifica por el comportamiento trófico de estos GATs. La dieta fitófaga y de macroinvertebrados de los

rálidos les permite explotar eficazmente la vegetación acuática, sobre todo en época primaveral (Benedict & Hepp, 2000; Froneman *et al.*, 2001). Por otro lado, la dieta básicamente ictiófaga de los cormoranes, garzas y cigüeñas les obliga a seleccionar zonas de amplia lámina de agua, y probablemente poco profundas, donde aumentan la probabilidad de captura de peces de talla adecuada.

El tercer gradiente de variación espacial se relaciona con el mayor o menor protagonismo de diferentes tipos de vegetación en los cauces, y enfrenta a los rálidos con las limícolas y anátidas. Los tramos con alta cobertura de vegetación palustre (carrizales y eneales) son los óptimos para la reproducción, la alimentación y el resguardo de ciertos rálidos (Cramp & Simmons, 1980). Por otro lado, este gradiente tiene la singularidad de que agrupa a las anátidas con las limícolas, que como recordamos, eran grupos antagónicos segregados por la primera dimensión. La respuesta ambiental de este último comportamiento no aparece muy clara debido a que esta dimensión se caracteriza de manera muy pobre ambientalmente. La principal conclusión del gradiente es la gran dependencia que muestran los rálidos de la vegetación palustre en los ríos.

V.3.3. Organización espacio-temporal de las comunidades de aves acuáticas

V.3.3.1. Principales tendencias de variación espacio-temporal

El análisis de la variabilidad espacio-temporal de las aves acuáticas aporta información de interés sobre la dinámica del uso del territorio y pone de manifiesto el papel de los diferentes tipos de hábitat fluviales con el tiempo, en nuestro caso a lo largo de un año.

En general, los trabajos de caracterización de comunidades de aves estudian la variabilidad espacial o temporal de forma independiente (Zamora y Camacho, 1984; Bayo, 1991a,b; Kauppinen & Väisänen, 1993; Velasco y Blanco, 1996; Hafner & Fasola, 1997; Rempel *et al.*, 1997; Briggs *et al.*, 1998. Robledano *et al.* (1992) estudia los patrones

espacio-temporales de comunidades de aves acuáticas en humedales del sudeste español con un enfoque multivariante. Estos autores describen la variación espacial de diferentes componentes del territorio, pero eliminan el efecto del gradiente temporal mediante la utilización de análisis parciales. El trabajo de Stevens *et al.* (1997) es de los pocos en que se analiza simultáneamente la variabilidad temporal y espacial de las aves acuáticas en ríos, concluyendo que la variabilidad temporal es la de mayor influencia sobre la distribución de los diferentes gremios de aves.

En nuestro caso, la variabilidad espacio-temporal ha sido analizada mediante análisis multivariantes de ordenación “*Detrended Correspondence Analysis*” (DCA; Hill & Gauch, 1980). Para ello se elaboró una matriz de abundancias medias de las especies de aves acuáticas en 72 observaciones. Éstas corresponden a 36 tramos fluviales (de los 39 muestreados) por los dos periodos anuales (primavera/verano y otoño/invierno) de máxima segregación anual, detectados en el capítulo IV de esta memoria. Al igual que en anteriores apartados, las especies con menor frecuencia, diez en total, fueron excluidas de los análisis. El total de especies consideradas ha sido de 46. Fue necesario suprimir los tramos M01, J07 y T23, que distorsionaban la interpretación de los gradientes de variación por su marcada singularidad.

La representación gráfica de las 72 observaciones espacio-temporales y de las especies en el plano de ordenación definido por las dos primeras dimensiones del DCA se muestra en las Figura V. 8 y Figura V. 9 respectivamente. La varianza explicada por las dos primeras dimensiones del DCA es de un 68,2%. Las líneas continuas en el gráfico unen las coordenadas del mismo tramo fluvial en cada uno de los dos periodos anuales considerados (primavera/verano y otoño/invierno).

Se observa una tendencia general de desplazamiento de las observaciones hacia el cuadrante superior derecho del plano factorial –es decir, aumento de coordenada en las dos dimensiones–, salvo en algunos tramos del río Jarama (J01 y J02) y Henares (H04 y H05) con una tendencia de variación contraria, y del Tajo (T20, T21 y T22) con un desplazamiento vertical. En general, las observaciones en el otoño/invierno ocupan una amplia zona del área inferior e izquierda del plano, a modo de abanico. Sin embargo, en la

primavera/verano las observaciones tienden a concentrarse en el cuadrante superior derecho.

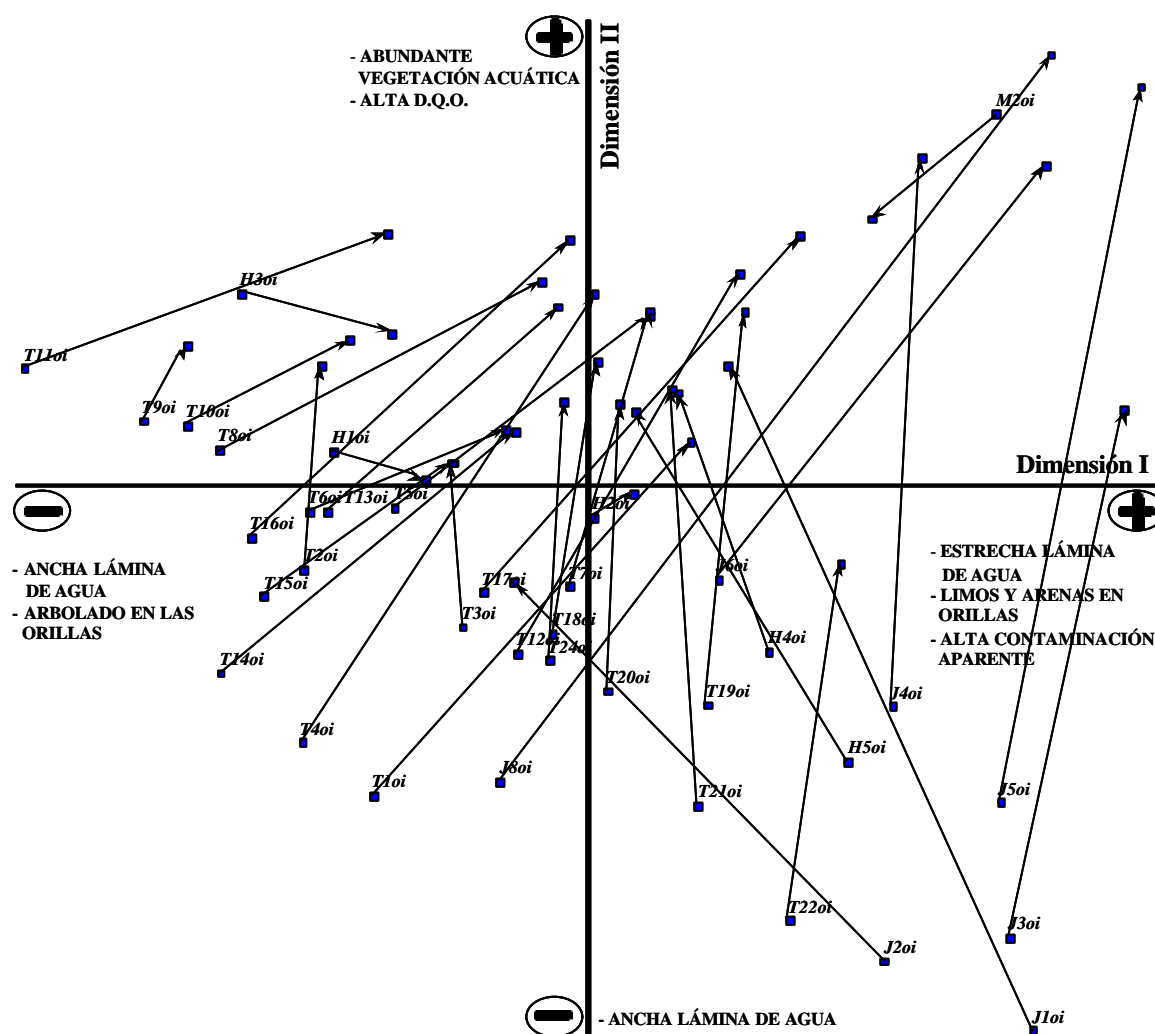


Figura V. 8. Representación de las 72 observaciones espacio-temporales en el plano de ordenación definido por las dos primeras dimensiones del DCA. Las flechas indican el paso de las observaciones pertenecientes a un mismo tramo fluvial del otoño/invierno (con código) a la primavera/verano (sin código).

Hay que destacar que este desplazamiento diagonal no se debe a una redundancia entre las dimensiones del análisis (las observaciones se distribuyen uniformemente por el plano), sino a un comportamiento real de la comunidad de aves.

La Tabla V. 7 incluye las especies de aves y las variables del medio fluvial que mejor definen los extremos de las dos primeras dimensiones de la ordenación, y que caracterizan por tanto las principales tendencias de variación espacio-temporal.

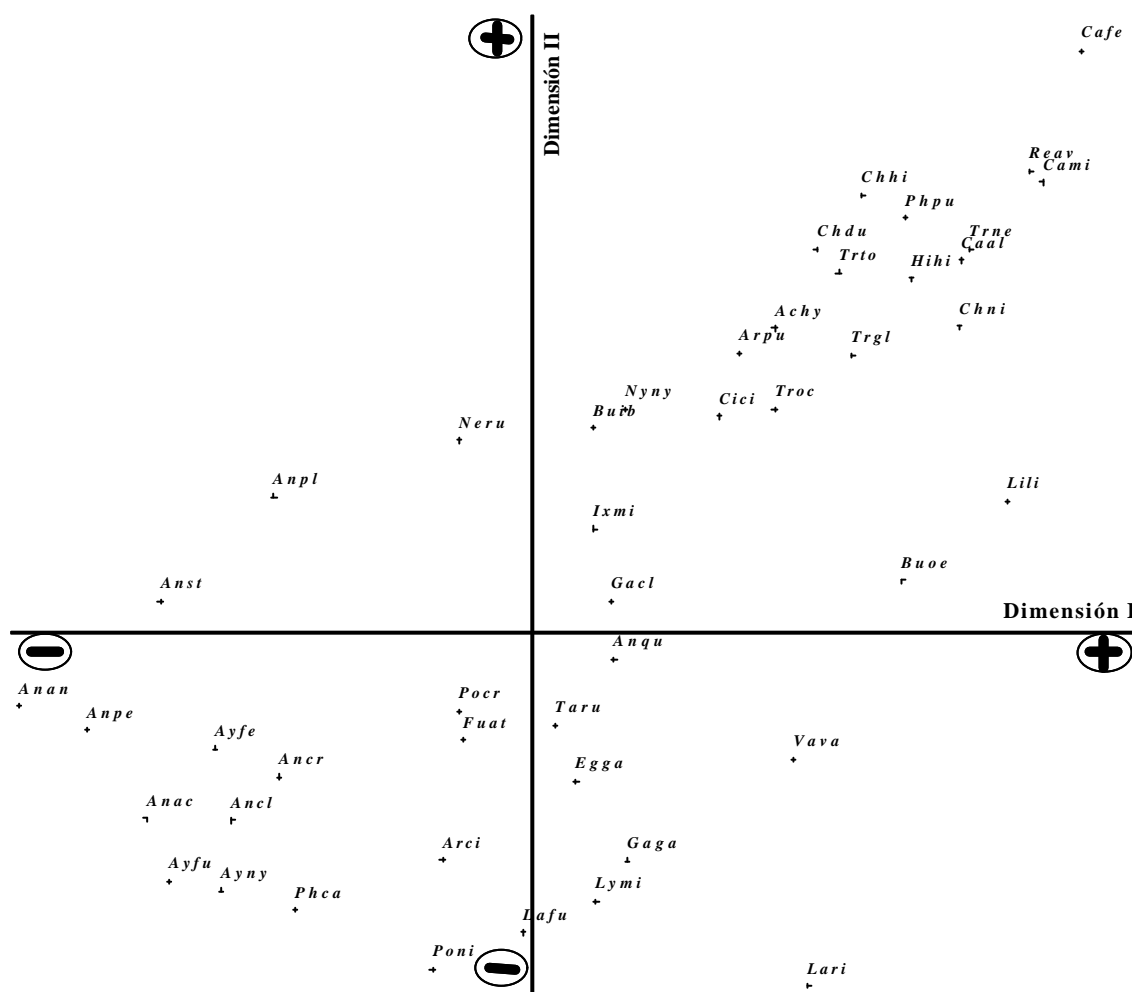


Figura V. 9. Distribución de la especies (ver códigos en Anexo I) en el plano definido por las dos primeras dimensiones del análisis de ordenación (DCA).

La principal tendencia espacio-temporal enfrenta, de forma semejante al apartado anterior, a especies de anátidas (ánade azulón, ánade friso, cuchara común, porrón europeo, silbón europeo y ánade rabudo) con especies limícolas (correlimos zarapitín, andarríos bastardo, archibebe común, chorlitejo chico, correlimos menudo, andarríos chico, cigüeñuela común, aguja colinegra y combatiente).

Tabla V. 7. Valores de correlación entre las coordenadas de los tramos en las Dimensiones I y II del análisis espacio-temporal y las abundancias de las especies y los valores de las variables ambientales. Se presentan sólo las especies y las variables con valores de correlación significativos ($p < 0,05$ *, $p < 0,01$ ** y $p < 0,001$ ***) y que mejor caracterizan cada extremo de esas dimensiones.

Dimensiones	Extremo negativo		Extremo positivo	
	Especies	r_s	Especies	r_s
Dim. I	Ánade azulón	0,78***	Correlimos zarapitín	0,43***
	Focha común	0,64***	Andarríos bastardo	0,38***
	Ánade friso	0,57***	Combatiente	0,37 **
	Zampullín común	0,54***	Aguja colinegra	0,33 **
	Cuchara común	0,52***	Cigüeñuela común	0,32 **
	Porrón europeo	0,51***	Andarríos chico	0,32 **
	Silbón europeo	0,49***	Correlimos menudo	0,31 **
	Cerceta común	0,49***	Chorlitejo chico	0,31 **
	Garza real	0,48***	Archibebe común	0,30 **
	Ánade rabudo	0,39***		
	Cormorán grande	0,38***		
	Gaviota sombría	0,31 **		
Dim. II	Gaviota reidora	0,65***	Cigüeñuela común	0,65***
	Gaviota sombría	0,63***	Andarríos chico	0,62***
	Cormorán grande	0,59***	Chorlitejo chico	0,60***
	Porrón moñudo	0,34 **	Archibebe común	0,60***
			Andarríos grande	0,40***
			Andarríos bastardo	0,40***
			Martinete común	0,36 **
			Garza imperial	0,37 **
			Archibebe claro	0,34 **
			Zarapito trinador	0,34 **
	Variables del medio	r_s	Variables del medio	r_s
Dim. I	% arbolado orilla (OA)	0,68***	% limos orilla (OL)	0,43***
	% arbolado cauce distal (CA)	0,56***	Anchura cauce libre de agua (CG)	0,49***
	Anchura lámina agua (AR)	0,46***	Contaminación aparente agua (Caa)	0,52***
	% herbácea cauce distal (CH)	0,32 **	% pedregosidad y gravas orilla (OP)	0,32 **
Dim. II	Anchura lámina agua (AR)	0,34 **	% vegetación acuática (VA)	0,46***
			DQO	0,79 **

La segunda dimensión del análisis enfrenta especies invernantes, como láridos (gaviotas reidora y sombría), cormorán grande y porrón moñudo, con especies exclusivamente estivales u otoñales, bien nidificantes como la cigüeñuela común, garza imperial, martinete común o chorlitejo chico, o bien no reproductoras, como andarríos grande y andarríos bastardo.

El primer gradiente de variación espacio-temporal responde a la diferente naturaleza del sustrato libre de agua disponible para las aves. Este gradiente opone tramos fluviales con una alta cobertura arbolada junto a la lámina de agua (orillas y cauce distal) a tramos con sustratos limosos o arenosos también cercanos a la lámina de agua. Estos últimos muestran además ciertos signos de contaminación aparente del agua.

El segundo gradiente principal se relaciona con cierta eutrofización y colonización de la lámina de agua por la vegetación acuática (*Lemna* sp., y sobre todo *Potamogeton* sp.). De esta manera, a tramos con este tipo de vegetación y elevados valores de DQO se oponen otros con amplia lámina de agua. Este contraste, difícil de interpretar, podría derivarse de una diferente cantidad y profundidad del agua. Así, tramos con caudales escasos y poco profundos serían incapaces de diluir la carga orgánica contaminante y en ellos la vegetación acuática sería más patente.

Es evidente que ambas tendencias de variación dependen fuertemente de la variación del caudal de los ríos, y lo que dicha variación conlleva sobre otras características del hábitat fluvial. Así, la disminución del caudal propia de la época estival hace aflorar una mayor superficie de limos o arenas, que es cubierta en gran parte durante el invierno por la lámina de agua. La disminución del caudal aumenta, igualmente, la concentración de contaminantes favoreciendo una mayor eutrofización de los ríos. Los tramos con secciones del cauce anchas y poco profundas, la presencia de aguas someras sería más probable frente a una disminución del caudal. Aunque esta situación posiblemente ocurra en todos los tramos fluviales, es en los de este tipo de sección donde la presencia de la vegetación acuática y el aumento de eutrofia es más probable.

Sin embargo, las características antes señaladas pueden reproducirse también en tramos fluviales diferentes en una misma estación del año. Esto es debido a las distintas peculiaridades estructurales de los tramos que favorecen o limitan la anchura de la lámina de agua, la velocidad de la misma, etc. Ello nos permite afirmar que ambas tendencias, tanto la espacial como la temporal, son de similar importancia en los ríos mediterráneos en lo referente a la respuesta de las aves acuáticas.

Los resultados anteriores permiten elaborar unos modelos de hábitat fluviales en la Cuenca media del Tajo (Figura V. 10). De acuerdo a la primera dimensión, hemos identificado dos modelos de hábitat muy contrastados, semejantes a los identificados en el análisis espacial: un *modelo arbóreo/acuático*, caracterizado por una alta cobertura arbolada cercana a una ancha lámina de agua, y un *modelo limoso/terrestre*, caracterizado por el afloramiento de un sustrato emergido limoso/arenoso y niveles más elevados de contaminación del agua. Respecto a la segunda dimensión, se ha discriminado entre un *modelo eutrófico de aguas someras* caracterizado por una cierta contaminación orgánica del agua y una alta cobertura de vegetación acuática, y un *modelo mesotrófico de aguas profundas* asociado posiblemente a tramos con mayor profundidad del cauce y anchura de la lámina de agua y, consecuentemente, menor concentración de contaminantes. Los modelos extremos de cada dimensión pueden observarse tanto entre tramos diferentes en una misma estación del año como en un mismo tramo en estaciones diferentes.

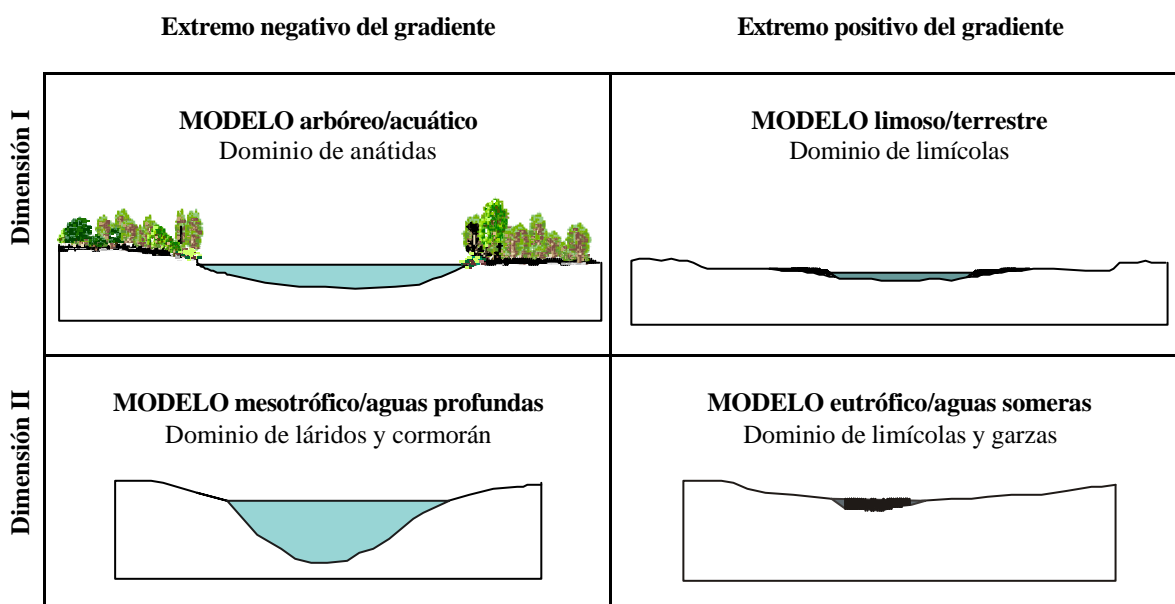


Figura V. 10. Modelos fluviales más contrastados que caracterizan los principales gradientes de variación espacio-temporal de las comunidades de aves acuáticas. El primer gradiente diferencia tramos fluviales de acuerdo a la naturaleza arbórea o limoso/arenosa del sustrato más cercano a la lámina de agua. El segundo se relaciona con el grado de eutrofización y seguramente con la profundidad del agua, favoreciendo o no la evidencia de la vegetación acuática. Ambos gradientes dependen de la variación estacional de los caudales, propia de los ríos mediterráneos. Estos modelos pueden ser observados tanto en un mismo tramo fluvial en diferentes estaciones anuales, como entre tramos fluviales diferentes en un periodo anual concreto.

Los resultados obtenidos en este estudio difieren en parte con los obtenidos por Stevens *et al.* (1997) en el río Colorado (Arizona, USA). Ellos encuentran una mayor importancia de la dimensión temporal sobre la espacial a la hora de explicar la variación espacio-temporal de las comunidades de aves acuáticas. En los ríos estudiados por nosotros ambas dimensiones manifiestan una estrecha relación, por lo que es difícil conceder mayor importancia a alguna de ellas. En los ríos mediterráneos, como los aquí contemplados, los cambios de la composición de la avifauna se reproducen de forma similar en el tiempo y en el espacio, de igual manera que las situaciones ambientales que los determinan. Así, en una misma estación del año es posible encontrar tramos fluviales con diferente anchura de la lámina de agua, caudal, naturaleza del sustrato cercano al agua y nivel de contaminación. Esta misma variabilidad es observable también en un mismo tramo fluvial muestreado en las dos estaciones anuales más contrastadas: primavera/verano (modelo limoso/terrestre) y otoño/invierno (modelo arbóreo/acuático).

V.3.3.2. Tipos de tramos fluviales en función de su evolución estacional

Para una descripción más detallada de la evolución estacional de los tramos fluviales, se han distinguido cuatro tipos de ellos en función de su desplazamiento en el plano factorial (Figura V. 8). Se han identificado así cuatro tipos de tramos que aparecen representados en la Figura V. 11. Su descripción se ha realizado en base a las especies y a las variables ambientales que mejor caracterizan la agrupación de tramos en los dos periodos anuales contemplados (Tabla V. 8 y Tabla V. 9, respectivamente).

A continuación se describe cada uno de los tipos de tramos identificados.

Tipo A: Tramos con cauces de anchura media, gran protagonismo de la lámina de agua y elevada cobertura arbórea.

Comprende los tramos T6, T8, T11, T13, T14, T15 y T16, pertenecientes al curso medio del río Tago, y por lo general con un buen estado de conservación. Su tendencia de

desplazamiento en el plano factorial en la Figura V. 8 es claramente diagonal y de escasa longitud. En el periodo otoño/invierno las características de los tramos se asemejan al modelo fluvial de tipo “arbóreo/acuático”, del cual se alejan poco en la primavera/verano.

La variación estacional de la composición de aves acuáticas en este tipo de tramos muestra una diferencia significativa de las abundancias de un gran número de especies (Tabla V. 8), algunas de las cuales sólo aparecen durante el otoño/invierno (porrón moñudo, gaviota sombría, silbón europeo, ánade rabudo y ánsar común). Durante la primavera/verano aumenta significativamente la abundancia de algunas especies de limícolas como el andarríos chico, el chorlitejo común y muy especialmente de la cigüeñuela común, todas especies migradoras o estivales.

Las diferencias estacionales en la composición de especies observada en este tipo de tramos (Tabla V. 8), no se corresponde con el escaso desplazamiento de sus coordenadas en el plano factorial de la Figura V. 11–A. Esto puede deberse a la dominancia durante todo el año de algunas especies concretas, sobre todo de algunas anátidas, como el ánade azulón, y de algunos rálidos, como la focha y la gallineta común. Estas especies alcanzan en estos tramos sus mayores abundancias. Apoya esta observación el escaso valor de equitatividad que durante las dos estaciones del año muestra este tipo de tramos (Tabla V. 8).

La Tabla V. 9 muestra las variables físicas que mejor caracterizan las diferencias estacionales de estos tramos, siendo además comparadas con el resto de los tipos fluviales. Considerando los valores medios anuales se observa que este tipo de tramos alcanza los más altos de cobertura arbolada en las orillas y cauces distales y también la menor relación anchura cauce sin agua/lámina de agua. Estas características (protagonismo de la lámina de agua y buen estado de conservación de los sotos) favorecen a especies de anátidas, como ya se ha visto en anteriores apartados.

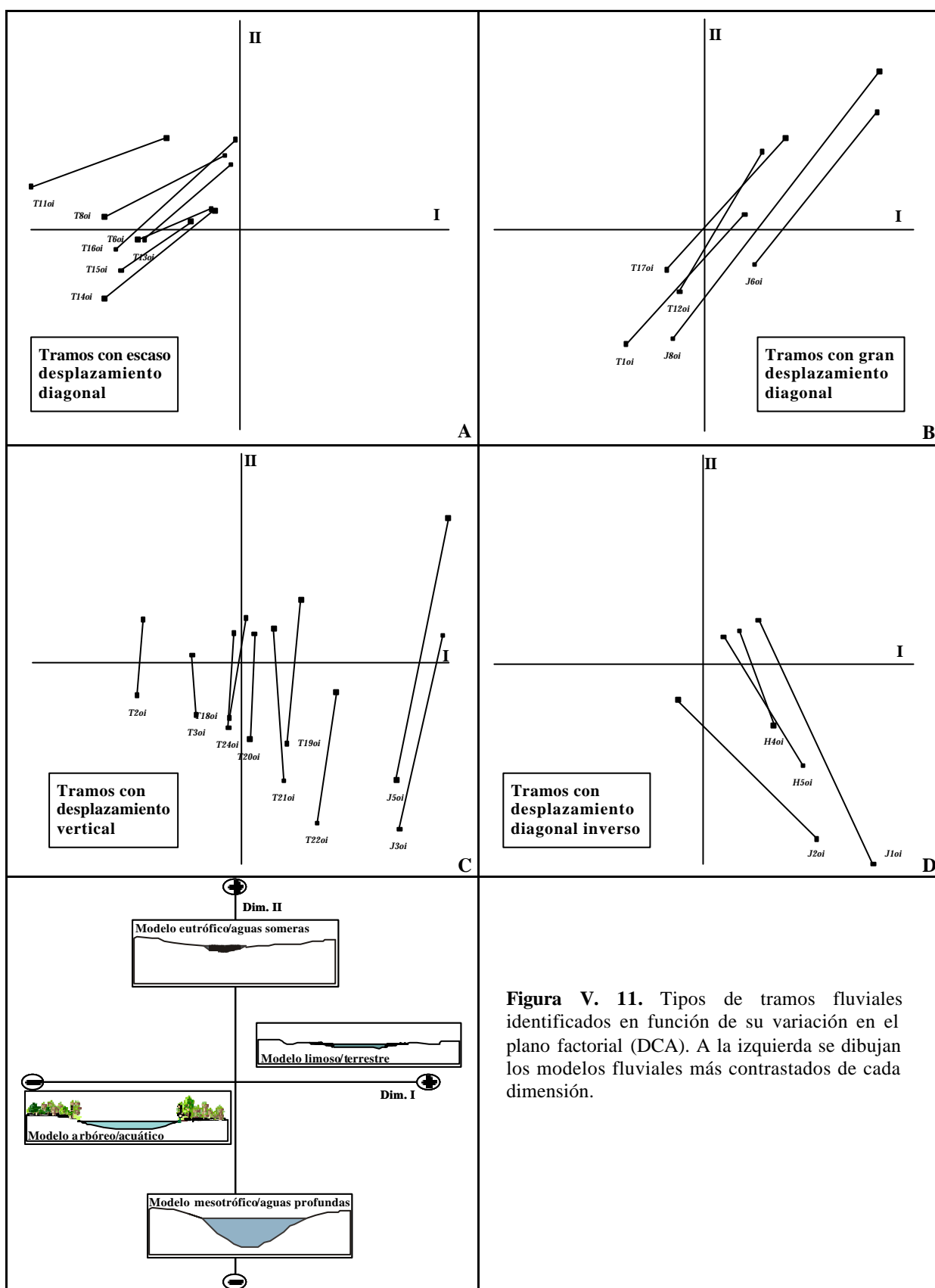


Figura V. 11. Tipos de tramos fluviales identificados en función de su variación en el plano factorial (DCA). A la izquierda se dibujan los modelos fluviales más contrastados de cada dimensión.

Tabla V. 8. Valores medios anuales y estacionales de abundancia de especies y de índices de diversidad biológica. Se presentan primero las abundancias de las cuatro especies dominantes en la comunidad, en segundo lugar las que tienen diferencias significativas entre periodos y por último las registradas sólo en un único periodo y con abundancia superior a 0,10 aves/km. Diferencias testadas mediante t–student ($p < 0,05$ *, $p < 0,01$ ** y $p < 0,001$ ***; OI = otoño/invierno, PV = primavera/verano). En cursiva y negrita se destacan las especies más características de la primavera/verano y en negrita las de otoño/invierno.

TIPO A	Anual	OI	PV	POI-PV	TIPO B	Anual	OI	PV	POI-PV	TIPO C	Anual	OI	PV	POI-PV	TIPO D	Anual	OI	PV	POI-PV
Ánade azulón	56,24	81,28	31,19	ns	Focha común	25,03	41,24	8,82	ns	<i>Gallineta común</i>	18,22	18,67	17,78	ns	Gallineta común	16,38	17,37	15,38	ns
Gallineta común	23,54	20,54	26,54	ns	Gallineta común	18,27	19,42	17,13	ns	Focha común	13,86	16,12	11,60	ns	Gaviota reidora	11,54	22,22	0,86	**
Focha común	20,81	24,92	16,70	ns	Ánade azulón	8,80	11,13	6,46	ns	Ánade azulón	9,67	7,62	11,71	ns	Focha común	4,28	4,90	3,66	ns
Cormorán grande	4,74	9,38	0,09	*	<i>Cigüeñuela común</i>	6,23	--	12,46	--	Gaviota reidora	7,55	11,91	3,18	*	Ánade azulón	2,94	2,87	3,01	ns
Garza real	1,45	2,45	0,46	***	<i>Andarríos grande</i>	0,55	0,07	1,02	***	Cormorán grande	2,03	3,99	0,06	**	<i>Andarríos chico</i>	0,41	0,11	0,70	**
<i>Andarríos chico</i>	1,10	0,29	1,92	**	Agachadiza común	0,59	1,09	0,09	**	<i>Andarríos chico</i>	0,86	0,31	1,41	**					
<i>Chorlitejo chico</i>	1,32	0,09	2,55	**	Gaviota sombría	0,33	0,65	0,02	*	<i>Chorlitejo chico</i>	0,50	0,05	0,94	**					
Cerceta común	0,95	1,84	0,05	*	<i>Andarríos chico</i>	1,84	0,12	3,57	*	Garza real	0,78	1,40	0,16	**					
Gaviota reidora	2,03	3,62	0,45	*	Cerceta común	0,27	0,52	0,02	*	<i>Martinete común</i>	0,37	0,14	0,59	**					
Agachadiza común	0,28	0,49	0,07	*	Zampullín chico	3,24	4,67	1,81	*	Agachadiza común	0,30	0,55	0,05	*					
Cuchara común	3,44	6,44	0,44	*															
Porrón moñado	2,50	5,00	--	--	<i>Combatiente</i>	0,23	--	0,45	--	Gaviota sombría	0,36	0,72	--	--	Avefría europea	0,49	0,99	--	--
Gaviota sombría	0,27	0,55	--	--	<i>Correlimos menudo</i>	0,21	--	0,42	--						Cormorán grande	0,22	0,43	--	--
Silbón europeo	0,14	0,29	--	--	<i>Correlimos zarapitín</i>	0,13	--	0,26	--						<i>Cigüeñuela común</i>	0,19	--	0,38	--
Ánade rabudo	0,08	0,16	--	--	<i>Archibebe común</i>	0,10	--	0,21	--										
Ánsar común	0,07	0,14	--	--															
<i>Cigüeñuela común</i>	2,00	--	3,99	--															
Abundancia total	136	174	97	ns	Abundancia total	91	114	68	ns	Abundancia total	67	73	61	ns	Abundancia total	40	53	27	ns
Riqueza de especies	22	22	21	ns	Riqueza de especies	25	23	27	ns	Riqueza de especies	19	18	20	ns	Riqueza de especies	12	13	12	ns
Diversidad (H')	1,80	1,85	1,74	ns	Diversidad (H')	2,04	1,92	2,16	ns	Diversidad (H')	1,84	1,85	1,82	ns	Diversidad (H')	1,34	1,37	1,31	ns
Equitatividad	0,59	0,60	0,57	ns	Equitatividad	0,64	0,62	0,66	ns	Equitatividad	0,63	0,65	0,62	ns	Equitatividad	0,54	0,54	0,54	ns

Tabla V. 9. Valores medios anuales y estacionales de las variables ambientales que mejor caracterizan las diferencias geofísicas de los tramos fluviales entre la primavera/verano (PV) y otoño/invierno (OI). Las diferencias fueron calculadas entre los cuatro tipos de tramos mediante ANOVAs (p_{ABCD}) y entre las dos estaciones anuales mediante t–student (p_{OI-PV}). En negrita se destacan los valores medios significativamente más altos entre las dos estaciones anuales y entre tipos de tramos.

	p_{ABCD}	TIPO A				TIPO B				TIPO C				TIPO D			
		Anual	OI	PV	p_{OI-PV}	Anual	OI	PV	p_{OI-PV}	Anual	OI	PV	p_{OI-PV}	Anual	OI	PV	p_{OI-PV}
Anchura de cauce (AC)	***	78,45	80,92	76,00	ns	110,53	110,53	110,53	ns	81,45	82,58	80,31	ns	38,81	38,81	38,81	ns
Anchura lámina de agua (AR)	***	68,55	80,87	56,22	***	69,12	76,88	61,36	ns	63,54	74,00	53,07	***	28,33	28,66	28,00	ns
Anchura cauce sin agua (CG)	***	9,91	0,05	19,77	***	41,41	33,64	49,17	ns	17,91	8,57	27,24	**	10,48	10,15	10,81	ns
Relación CG/AR	**	0,18	0,00	0,36	***	0,72	0,47	0,97	ns	0,36	0,17	0,56	**	0,40	0,38	0,42	ns
% rápidos (RA)	*	0,12	0,10	0,13	ns	2,64	2,87	2,42	ns	0,93	0,92	0,94	ns	3,09	3,42	2,75	ns
% arbolado orilla (OA)	***	75,25	86,43	64,07	**	19,97	25,79	14,15	ns	45,53	54,58	36,49	ns	47,25	47,73	46,78	ns
% limos orilla (OL)	***	2,98	2,53	3,43	ns	11,29	8,41	14,17	ns	5,58	5,34	5,83	ns	5,69	8,72	2,65	**
% pedregosidad y grava orilla (OP)	**	5,23	3,81	6,65	ns	11,48	9,47	13,49	ns	7,26	5,87	8,64	ns	1,46	1,60	1,33	ns
% arbolado cauce distal (CA)	***	95,44	100,00	90,89	**	24,45	29,37	19,54	ns	61,37	69,87	52,88	ns	12,42	12,42	12,42	ns
% limos cauce distal (CL)	***	2,32	2,22	2,42	ns	12,94	8,50	17,39	ns	4,58	4,59	4,56	ns	0,13	0,13	0,13	ns
% herbáceo cauce distal (CH)	***	79,13	79,17	79,09	ns	63,68	68,88	58,48	ns	69,90	71,05	68,76	ns	38,38	38,38	38,38	ns
% pedregosidad y grava cauce distal (CP)	**	3,46	2,31	4,60	ns	10,32	7,62	13,03	ns	6,73	5,46	7,99	ns	0,13	0,13	0,13	ns
% graveras adyacentes (MGR)	***	0,89	1,14	0,64	ns	24,68	23,70	25,67	ns	5,86	5,98	5,74	ns	0,59	0,59	0,59	ns
% pastizales adyacentes (PAS)	*	12,30	16,55	8,05	*	22,56	24,84	20,28	ns	28,04	29,48	26,61	ns	29,46	29,46	29,46	ns
% cultivos adyacentes (CUL)	*	71,18	62,88	79,48	*	59,19	63,28	55,11	ns	48,93	45,28	52,59	ns	36,69	37,78	35,61	ns
% graveras en cauces (GR)	*	1,46	2,13	0,80	ns	13,98	13,42	14,53	ns	5,21	5,15	5,26	ns	--	--	--	--

Durante la primavera/verano se observa una disminución significativa de la anchura de la lámina de agua y, consecuentemente, del porcentaje de cobertura de la vegetación arbórea respecto al cauce no inundado. El estiaje fluvial origina el afloramiento de un área más extensa de limos, arenas y gravas, circunstancia que es aprovechada por las especies limícolas que, sin embargo, nunca superan la abundancia de las anátidas ni de los rálidos en estos tramos. En esta época aumenta la relación entre la anchura del cauce libre de agua y la anchura de la lámina de agua, cambio este que parece lógico pero que sin embargo no se observa en todos los tipos de tramos debido posiblemente a la diferente sección de sus cauces.

Los resultados anteriores indican que estos tramos muestran una cierta dinámica estacional en su estructura geofísica que no se manifiesta con la misma importancia por la composición de las aves acuáticas debido al predominio de las especies más sedentarias (anátidas y rálidos) frente a las migradoras (limícolas).

No se observan diferencias significativas entre los valores de riqueza, diversidad de Shannon, equitatividad y abundancia de aves acuáticas registrados en las dos estaciones del año (Tabla V. 8). La ausencia de diferencias significativas es un patrón que se repite en los cuatro tipos de tramos identificados.

Tipo B: Tramos con cauces anchos y alta cobertura de limos, arenas y gravas.

Incluye tramos de los ríos Tajo y Jarama (T1, T12, T17, J6 y J8), con un desplazamiento diagonal en el plano factorial de la Figura V. 11–B de mayor magnitud que el del tipo anterior. Se caracterizan por poseer un cauce de gran anchura, que es ocupado en gran medida por sustratos limosos, arenosos o pedregosos, asemejándose por tanto al modelo “limoso/terrestre”. También, y en relación con lo anterior, se caracterizan por mostrar una alta relación CG/AR y es frecuente la presencia cercana de graveras. La cobertura arbolada es por lo general baja, sobre todo en las orillas (Tabla V. 9). Todas estas características se mantienen casi invariables durante el año, como muestra la ausencia de

diferencias significativas entre los valores estacionales de estas variables (Tabla V. 9). Son por lo tanto tramos con escasa variación estacional en su estructura geofísica, o en su caso muy heterogéneos intra-tipo, que no explica bien la magnitud de desplazamiento en el plano factorial. Las diferencias hay que buscarlas en el carácter migratorio de las aves características de este tipo de tramos, concretamente de las limícolas. La elevada cobertura de arenas y gravas de estos tramos favorece su ocupación por estas aves, pero sobre todo durante la estación estival dado el carácter migratorio de este grupo taxonómico. Así, en la primavera/verano la cigüeñuela común alcanza sus valores de abundancia más elevados (Tabla V. 8). Otras limícolas, como el combatiente, el correlimos menudo, el correlimos zarapitín y el archibebe común, solo aparecen en estos tramos durante esta época. Las diferencias en la composición de aves detectada entre las dos estaciones pueden ser debidas a este comportamiento migratorio de las aves y no tanto a la dinámica geofísica del hábitat fluvial. En estos tramos, la abundancia de rálidos y anátidas (sobre todo focha común, gallineta común y ánade azulón), contrasta fuertemente durante la primavera/verano con la mayor dominancia de especies migradoras como las limícolas. El elevado número de especies incluidas en este GAT podría explicar los altos valores de riqueza y diversidad de Shannon registrados en estos tramos (Tabla V. 8), aunque no llegan a ser significativos.

Tipo C: Tramos con cauces de anchura media, alta cobertura arbórea y coprotagonismo entre lámina de agua y sustratos limoso/arenosos.

Lo componen los tramos T2, T3, T18, T19, T20, T21, T22, T24, J3 y J5, de los ríos Tajo y Jarama, que muestran un desplazamiento vertical en el plano factorial de la Figura V. 11–C, ajustado a la variación recogida por la segunda dimensión de la ordenación. Esta circunstancia da idea de la equidistancia de los tramos de este tipo a los modelos fluviales que definen la primera dimensión: modelo “arbóreo/acuático” y “limoso/terrestre”, de manera que los tramos de este grupo se ajustan mejor a uno u otro modelo pero apenas lo modifican a lo largo del año. Su variación avifaunística parece asociarse más a cambios en

el grado de eutrofia y profundidad de la lámina de agua (modelos “eutrófico/aguas someras” y “mesotrófico/aguas profundas”).

La Tabla V. 9 muestra que son muy pocas las variables ambientales que cambian sus valores de forma significativa entre las dos estaciones anuales. En estos tramos, la anchura de la lámina de agua disminuye significativamente en primavera/verano a la vez que aumenta, lógicamente, la superficie del cauce no inundado y cambia significativamente la relación entre ambas.

La alta proporción de lámina de agua, y posiblemente la mayor profundidad de estos cauces, puede ser lo que favorezca la presencia de grandes aves invernantes con hábitos piscívoros como el cormorán grande y la garza real. Durante la época de estiaje, por el contrario, el notable aumento de la superficie de gravas, limos y arenas propicia una mayor presencia de limícolas migradoras como el andarríos y chorlitejo chicos. Es de destacar también en esta época la existencia de martinete común, especie muy asociada a la presencia de cobertura arbolada.

La existencia de un carácter mixto entre los modelos “arbóreo/acuático” y “limoso/terrestre” descritos por la dimensión 1 en este conjunto de tramos, podría explicar la coexistencia durante todo el año de especies propias de ambos modelos fluviales.

Tipo D: Tramos con cauces estrechos.

Incluye tramos del río Jarama y Henares: J1, J2, H4 y H5, con un desplazamiento estacional diagonal en el plano factorial pero contrario a los tipos A y B (Figura V. 11–D). Suelen ser cauces estrechos, con existencia de rápidos y presencia muy escasa de sustratos con gravas o pedregosos, manifestada también por la ausencia de explotaciones de grava (Tabla V. 9). Es de destacar la escasa variación en la anchura de la lámina de agua y del cauce no inundado entre las dos estaciones del año consideradas, lo que podría explicarse por el encajamiento del río en un cauce profundo, propio del modelo “mesotrófico/aguas

profundas” característico del extremo negativo de la segunda dimensión de la ordenación (Figura V. 11–E).

Al igual que en los dos tipos anteriores de tramos, muestra un escaso cambio estacional en sus variables físicas (Tabla V. 8). Sin embargo, las especies de aves que los caracterizan son muy pocas. Destacan por su abundancia, la gallineta común, gaviota reidora, focha común y ánade azulón, que por lo general permanecen durante todo el año en estos tramos. Sólo la gaviota reidora y andarríos chico muestran preferencias claras por alguna de las dos épocas de año.

El escaso contraste estacional en la composición de la avifauna es seguramente la causa de los valores de riqueza y diversidad de especies, que alcanzan en este tipo de tramos los valores más bajos tanto a nivel anual como estacional (Tabla V. 8). Los valores de abundancia son también muy bajos, aspecto que puede estar relacionado con la estrechez de los cauces y en general con la de los diferentes sustratos.

En términos generales, los resultados anteriores, referidos a todos los tipos de tramos considerados, muestran que las diferencias estructurales de la composición de las comunidades de aves acuáticas son debidas sobre todo a la dinámica migratoria de algunas de las especies, más que a cambios en la estructura geofísica de los tramos fluviales. No obstante, ambos aspectos muestran cierta dependencia. Algunos tramos favorecen la acogida de especies migratorias, por lo general limícolas, durante la primavera/verano al ofrecer suficientes áreas de limos y arenas que afloran al disminuir el caudal del río. Otros tramos, por sus características, favorecen la presencia abundante de especies sedentarias que los ocupan durante todo el año. El predominio de estas especies sedentarias o migradoras en cada tramo explica bien las principales diferencias de composición de las comunidades.

V.4. Conclusiones

En una clasificación de los tramos fluviales se han identificado dos grandes grupos relacionados con la calidad de las aguas y su posición respecto a los principales núcleos urbanos. Los tramos más contaminados se localizan en el río Manzanares y en casi todos los tramos del río Jarama. Su cercanía a la ciudad de Madrid propicia una elevada eutrofización de los mismos, que es aprovechada por especies oportunistas y estacionales, como láridos (especialmente gaviota reidora) y limícolas.

Los tramos de los ríos Henares y Tajo, localizados aguas arriba de los vertidos de la ciudad de Madrid o muy alejados de los mismos respectivamente, presentan un mejor estado de conservación de sus cauces y de la calidad de sus aguas, y en ellos abundan especies de anátidas y somormujos. El parecido avifaunístico de los tramos en ambos ríos revela un proceso natural de recuperación de las comunidades de aves frente a la contaminación y degradación ambiental provocada por los vertidos y la cercanía a la gran urbe de Madrid.

La elevada abundancia de láridos detectada en algunos tramos medios del río Jarama, está favorecida por la situación estratégica de estos tramos en las rutas de vuelo de las aves entre los vertederos, áreas de alimentación, y las graveras, áreas de dormitorio.

Se ha comprobado la gran influencia que tienen los usos humanos (cultivos, pastizales, graveras) de los medios adyacentes a los ríos sobre la composición de las comunidades de aves acuáticas. Así, los cultivos aportan recursos tróficos a las aves, sobre todo anátidas (Cramp & Simmons, 1977), en períodos críticos de déficit en el medio acuático. La presencia de pastizales asociados a actividades ganaderas, ofrece también alimento a algunas especies de limícolas y garzas. La vegetación arbórea ofrece refugio y lugares seguros para la nidificación a ciertas especies de aves acuáticas con mayor grado de independencia de los ríos, como es el caso de cormoranes, garzas y cigüeñas (Blanco *et al.*, 1994; SEO/BirdLife, 1998c, 2001).

Este resultado es de relevancia ecológica por cuanto circunscribe el marco espacial del ecosistema fluvial más allá de los límites estrictos del cauce y lo amplía a las áreas adyacentes sujetas a distintos usos, muchos de los cuales han eliminado el bosque original de ribera.

Las principales tendencias de variación espacial de las comunidades de aves acuáticas son prácticamente idénticas cuando se considera como unidad de análisis la especie o un nivel supraespecífico como los Grupos de Afinidad Taxonómica (GAT). Este resultado facilita la percepción de la variabilidad espacial de las aves acuáticas en los ríos y, consecuentemente, las acciones de conservación de estas comunidades.

La principal variación espacial de la composición de las comunidades de aves acuáticas en los ríos estudiados depende sobre todo de la mayor o menor anchura de la lámina de agua y del tipo de vegetación y de usos en las orillas y en las zonas adyacentes a los cauces (arbolado, cultivos, pastizales, graveras, etc.). El caudal de los ríos y la geomorfología fluvial son sin duda los factores determinantes de este conjunto de características. Esta tendencia de variación espacial enfrenta a tramos fluviales con características físicas contrastadas: cauces con una ancha lámina de agua y alta cobertura arbolada, por lo general bien conservados (escasa contaminación del agua) –denominado modelo “arbóreo/acuático”– y cauces con estrecha lámina de agua y abundante cobertura de limos y arenas, y por lo general peor conservados –denominado modelo “limoso/terrestre”–. Los primeros constituyen los hábitat fluviales preferidos por las anátidas mientras que los segundos lo son para las limícolas y los láridos.

El principal gradiente de variación espacio-temporal de las comunidades de aves acuáticas es similar al detectado en el análisis espacial y opone dos tipos de modelos fluviales semejantes a los caracterizados en este análisis previo: modelo “arbóreo/acuático” y modelo “limoso/terrestre”. Estos modelos de tramos fluviales son lo preferidos por las anátidas y limícolas, respectivamente. Dentro de este mismo análisis, es posible identificar una segunda tendencia importante de variación espacio-temporal que enfrenta un modelo de hábitat fluvial denominado sintéticamente “mesotrófico y de aguas profundas” a otro

denominado “eutrófico y de aguas someras”, donde las especies que predominan son láridos y cormoranes en el primero de ellos y limícolas y garzas en el segundo.

Ambos gradientes de variación espacio-temporal dependen claramente de la variación del caudal propia de los ríos mediterráneos y se manifiesta por igual tanto entre tramos fluviales diferentes en una misma época del año (variación espacial) como en un mismo tramo cualquiera entre épocas del año diferentes (variación estacional). Este resultado es diferente al observado en otros trabajos en comunidades de aves acuáticas (Stevens *et al.*, 1997), donde la variabilidad temporal es más importante que la espacial. Nosotros, con nuestros datos, no podemos demostrar la mayor importancia de un componente determinado, sino que proponemos una codominancia de ambos (el componente espacial y el temporal) en la explicación de la variación de la composición de las comunidades de aves acuáticas en los ríos.

No se ha encontrado ninguna relación entre los principales patrones de distribución espacial y espacio-temporal de las comunidades de aves acuáticas y sus valores de riqueza y diversidad biológica.

Una diferenciación de los tramos fluviales en base a su composición en aves acuáticas es independiente de su valor naturalístico expresado mediante esos parámetros. El resultado indica que, a la escala de agrupación considerada, los factores ecológicos responsables de la distribución espacial y espacio-temporal de estas comunidades en ríos son distintos de los que influyen en los valores de los índices de diversidad biológica.

**VI. Simulación de escenarios
de uso en los ríos: efectos sobre
las comunidades de aves
acuáticas**

VI.1. Introducción y objetivos concretos

La Comunidad de Madrid, al amparo de su propuesta de Red Natura 2000 en la que se protege prácticamente el 100% de los principales cursos fluviales de su territorio (De Lucio *et al.*, 1997), ha planteado una serie de actuaciones de restauración hidrológico-forestal en un amplio contexto fluvial (Comunidad de Madrid, 1999a). Entre sus objetivos, destaca el de acometer una extensa recuperación de la cubierta vegetal de las riberas y cauces con el fin de restaurar valores ecológicos originales y su funcionalidad. Por su parte, la Confederación Hidrográfica del Tajo, y en función de sus competencias, también promueve proyectos de acondicionamiento fluvial, aunque en este caso centrados más en mejorar físicamente las condiciones del cauce y adecuar tramos para la acogida de posibles avenidas (CHT, 1997; TYPESA, 1997). Estas intervenciones determinan, por la diferente naturaleza de los tramos fluviales y de ellas mismas, efectos ambientales muy desiguales, que conviene estudiar y predecir en la medida de lo posible. Para ello resulta de gran utilidad disponer de herramientas de simulación matemática que permitan estimar cambios en las comunidades biológicas en respuesta a las distintas actuaciones humanas.

El objetivo principal de este capítulo es realizar un análisis predictivo de los cambios en la composición y en los parámetros de valoración naturalística (abundancia, riqueza y diversidad específica) de las comunidades de aves acuáticas frente a diferentes escenarios simulados de gestión humana en los ríos. Para la modelización y simulación de estos escenarios de actividad, se han utilizado variables ambientales sensibles a las modificaciones introducidas por la gestión humana de los ecosistemas fluviales.

VI.2. Métodos

La simulación se ha realizado mediante un análisis de regresión múltiple por pasos (*Forward Stepwise*). En un caso, la variable dependiente ha sido la coordenada de los tramos fluviales en la primera dimensión del análisis de ordenación espacial (análisis de

correspondencias de los tramos fluviales *vs* especies de aves), actuando como variables independientes 21 variables ambientales que se han considerado de mayor sensibilidad al uso humano o que se han manifestado importantes en análisis de anteriores apartados (ver Tabla VI. 1). La ecuación obtenida explica en este caso los principales cambios espaciales en la composición de las comunidades de aves acuáticas y su respuesta a cambios de valor en las variables que definen la ecuación al simular distintos escenarios de uso.

Tabla VI. 1. Variables ambientales incluidas en los análisis de regresión múltiple como variables independientes.

Variables descriptivas de los cauces

- Generales del cauce	Unidades de medida
1 Anchura del cauce (AC)	metros
2 Anchura del cauce libre de agua (CG = AC-AR)	metros
- Lámina de agua	
3. Anchura de lámina de agua (AR)	metros
4. Vegetación acuática (VA)	Cobertura (% sobre el total de lámina de agua)
5. Vegetación palustre –enea y carrizo– (VP)	Cobertura ”
6. Islas permanentes (IP)	Cobertura ”
7. Islas temporales (IT)	Cobertura ”
8. Rápidos (RA)	Cobertura ”
- Orillas	
9. Pedregales (OP)	Cobertura (% sobre el total de orillas)
10. Limos y arenas (OL)	Cobertura ”
11. Herbazales (OH)	Cobertura ”
12. Área arbolada (árboles y arbustos) (OA)	Cobertura ”
- Cauce distales	
13. Pedregales (CP)	Cobertura (% sobre el total de cauces distales)
14. Limos y arenas (CL)	Cobertura ”
15. Herbazales (CH)	Cobertura ”
16. Área arbolada (árboles y arbustos) (CA)	Cobertura ”
17. Graveras (GR)	Cobertura ”

Variables descriptivas de los medios adyacentes (50m desde el límite exterior del cauce)

18. Pastizales (PAS)	Cobertura (% sobre el total de medios adyacentes)
19. Cultivos (CUL)	Cobertura ”
20. Bosques y sotos (MBO)	Cobertura ”
21. Graveras (MGR)	Cobertura ”

Queremos destacar aquí que para esta simulación hubiera sido más apropiado utilizar como análisis de ordenación de los tramos un Componentes Principales (ACP),

cuyos ejes se interpretan mejor como gradientes lineales de abundancia de aves. La utilización de un AC puede complicar esta interpretación, y en especial los resultados de la Tabla VI. 4. Este tipo de análisis es, sin embargo, el más apropiado para la ordenación de los tramos fluviales dada la naturaleza de los datos originales (valores con muy diferente magnitud y presencia de abundantes ceros en la matriz; en general, valores muy apartados de una distribución normal).

En otros casos, las variables dependientes han sido los valores estandarizados de riqueza o de diversidad biológica de Shannon, cuya variación se ha explicado con las mismas 21 variables independientes antes señaladas (Tabla VI. 1). Estos análisis se han realizado al constatar en capítulos anteriores la independencia entre estos parámetros de valoración naturalística y las variaciones espaciales y temporales de la composición avifaunística de los ríos.

En todos los casos, el procedimiento seguido ha sido el siguiente:

1. Cálculo y obtención de la ecuación de regresión múltiple por pasos (en la modelización de la riqueza y la diversidad biológica de Shannon, el procedimiento finaliza aquí).
2. Modificación de los valores de las variables independientes que han definido la ecuación anterior de acuerdo a distintos escenarios planteados de uso.
3. Nuevo cálculo de la ecuación y obtención de los nuevos valores de la variable dependiente.
4. Comparación de estos valores con los originales para estimar los efectos de los escenarios planteados.

Este procedimiento ha sido propuesto y aplicado con éxito por otros autores para formalizar la relación entre variables de muy diferente naturaleza y predecir efectos ecológicos de escenarios socioeconómicos simulados (De Aranzabal Odriozola, 2003; Schmitz *et al.*, 2001, 2003).

VI.3. Resultados y discusión

VI.3.1. Efectos de los escenarios de uso sobre la composición de la comunidad de aves

La variación de la composición de la comunidad de aves entre los tramos fluviales se ha sintetizado y resumido considerando las coordenadas de dichos tramos en el primer eje de la ordenación espacial (Figura V. 6). La modificación de la coordenada de cada tramo fluvial a lo largo de este gradiente principal de variación avifaunística es precisamente lo que se pretende estimar mediante la simulación matemática. La magnitud y el sentido del cambio de coordenada predicho para cada tramo por la ecuación de regresión de acuerdo a diferentes escenarios de uso en los ríos, proporciona una información valiosa sobre el efecto esperado de estos escenarios en la composición de la comunidad de aves.

VI.3.1.1. Obtención de la ecuación de regresión

En una primera fase, se obtuvo la ecuación en la regresión múltiple por pasos (*Forward Stepwise*), utilizando como variable dependiente los valores de las coordenadas de los 38 tramos fluviales en la dimensión 1 de la ordenación espacial (Figura V. 4–A) y como variables independientes la 21 variables relacionadas en la Tabla VI. 1. La significación de las variables para la entrada en el modelo se ajustó a un valor de entrada de F de 2,00 y de 1,99 de salida. Este umbral de entrada permitió la incorporación al modelo de un número apropiado de variables con significación estadística, evitando la pérdida de posibles variables con valor predictivo (Noordhuis *et al.*, 2002 aceptan un valor crítico de $p = 0,2$ al trabajar con comunidades acuáticas multiespecíficas). De las 21 variables consideradas, siete entraron en la ecuación (Tabla VI. 2). La Ecuación 1 muestra la fórmula definitiva y los coeficientes obtenidos por cada una de estas variables en la regresión múltiple.

Ecuación 1:

$$\text{Coord. Dimensión 1} = 1,6649 - 0,0135 \times \text{OA} - 0,0093 \times \text{CUL} + 0,0367 \times \text{OL} - 0,0169 \times \text{MGR} \\ - 0,0151 \times \text{MBO} - 0,0078 \times \text{PAS} - 0,0124 \times \text{OP}$$

$$R^2=0,64; F_{(7,30)}=10,21; p < 0,001$$

Las variables independientes que definen la Ecuación 1 permiten comprobar la importancia de los usos del territorio en las zonas adyacentes a los ríos sobre la composición de las comunidades de aves acuáticas. De las siete variables ambientales seleccionadas, cuatro hacen referencia a estos tipos de usos en los medios adyacentes al río: presencia de cultivos, cubierta arbórea, pastizales y graveras. Este resultado confirma una vez más la necesidad de no restringir la gestión fluvial a los límites estrictos de los cauces, y ampliarlos a las áreas originalmente ocupadas por los sotos y riberas, e incluso más allá de éstas.

Tabla VI. 2. Variables independientes que definen la Ecuación 1 de regresión por pasos y que explican la composición de las comunidades de aves. Se muestran por orden de entrada, y se incluye su código y signo con que entran en la ecuación.

Nombre de la variable	Código de la variable	Signo en la ecuación
% de arbolado en orillas	OA	Negativo
% cultivos en medios adyacentes	CUL	Negativo
% de limos y arenas en orillas	OL	Positivo
% de graveras en medios adyacentes	MGR	Negativo
% de arbolado en medios adyacentes	MBO	Negativo
% de pastizales en medios adyacentes	PAS	Negativo
% de gravas en orillas	OP	Negativo

La representación gráfica de los residuos obtenidos en la ecuación permite comprobar el reparto homogéneo y simétrico de los mismos (Figura VI. 1). Se ha contrastado que estos residuos se ajustan a una distribución normal (Test de Shapiro–Wilks; $W=0,94$; $p = ns$), con valor medio nulo y varianza constante. Se descartó la influencia extrema de los dos tramos con mayores residuos (T21 y H03), recalculando el

modelo sin ellos. También se descartaron posibles casos de heterocedasticidad entre las variables del modelo.

VI.3.1.2. Estimación de los efectos de escenarios de uso

La Ecuación 1 se utilizó para simular los efectos de cuatro escenarios diferentes de intervención humana en los ríos. Para cada uno de ellos se modificaron coherentemente los valores de algunas de las siete variables independientes que conforman la ecuación. La comparación de los valores originales (reales) de las coordenadas de los tramos fluviales en el eje 1 de la ordenación, con los obtenidos al calcular la Ecuación 1 con estos nuevos valores permite estimar la dirección y la magnitud del cambio derivado de cada escenario (Cuevas *et al.*, 2003). Este cambio se expresa como una modificación en la composición de especies de aves acuáticas y como un aumento o disminución de algunos parámetros ecológicos de interés naturalístico que, como la abundancia media de aves, se correlaciona significativamente con el mencionado eje de la ordenación (Figura V. 7).

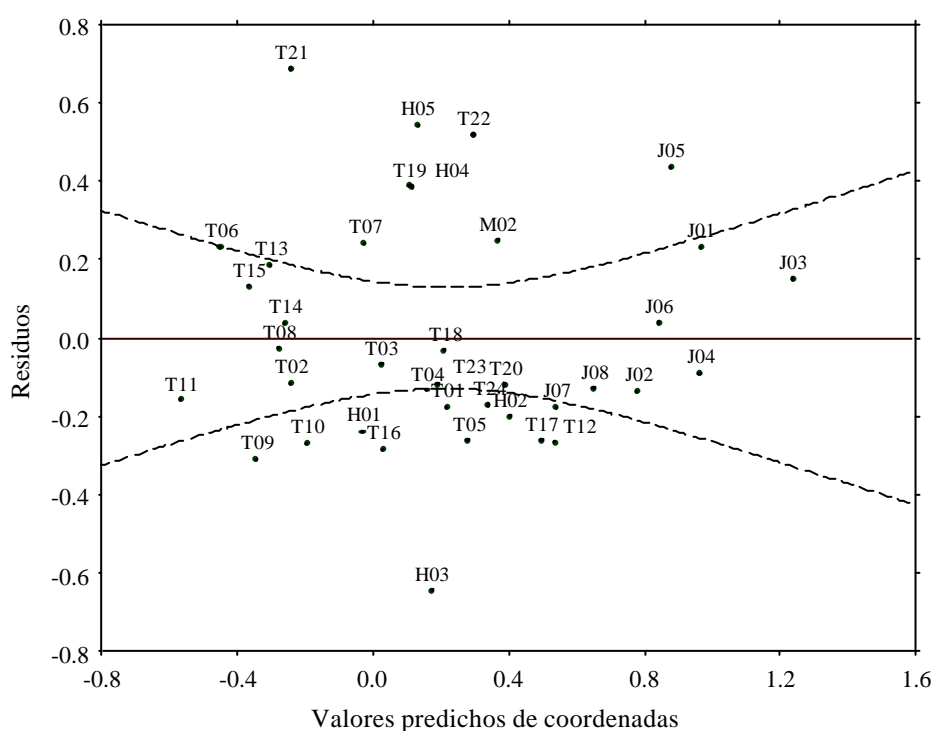


Figura VI. 1. Representación gráfica de los residuos de la Ecuación 1 y su relación con las coordenadas predichas de los tramos fluviales. Con líneas discontinuas se indica el intervalo de confianza del 99%.

La Tabla VI. 3 describe los cuatro escenarios de uso que han sido simulados, informando en cada caso de los cambios de valor de las variables independientes de la Ecuación 1. Hay que destacar que aunque los escenarios se simulan para la totalidad de los tramos fluviales, en la realidad las intervenciones descritas en cada escenario se realizan de forma puntual, dentro de proyectos de intervención y en función de las peculiaridades de cada unidad fluvial (CHT, 1997; TYPSA, 1997). La simulación estima el efecto de estas intervenciones en cada uno de los tramos, independientemente de su idoneidad para los mismos.

A continuación se hace una breve descripción de cada escenario de uso contemplado.

Escenario 1: Restauración total de la cubierta arbolada en los medios adyacentes al río (50 m desde el límite exterior del cauce). Este escenario se aborda en parte dentro del Plan Forestal de la CM (Comunidad de Madrid, 1999a), en el *Subprograma de restauración forestal de ríos y riberas*. Con este escenario se pretende evaluar la situación original de los ríos, antes de las roturaciones masivas de las riberas y de las vegas fluviales para cultivos agrícolas. En la simulación de este escenario se ha considerado que la superficie total de pastizales, cultivos y graveras de los medios adyacentes se sustituye por una vegetación arbolada similar a la que ahora presentan algunos tramos. El resto de las variables del modelo no han sido modificadas por estimar que no se ven afectadas de forma significativa por este escenario de restauración.

Escenario 2: Promoción de cultivos en los medios adyacentes al río (50 m desde el límite exterior del cauce). Se considera que la ocupación de los cultivos va en detrimento de las comunidades vegetales actualmente existente en los tramos. En la realidad, esta situación ha sido dominante en una gran parte de los tramos fluviales durante décadas, dada la idoneidad de las vegas para el uso agrícola en todas las cuencas estudiadas (IGME, 1988; Comunidad de Madrid, 1992, 1999a). En la simulación de este escenario se ha considerado que la superficie total de pastizales y vegetación arbolada de los medios adyacentes se sustituye por cultivos.

Escenario 3: Promoción de pastizales en los medios adyacentes al río (50 m desde el límite exterior del cauce). De manera análoga al caso anterior, en este escenario se evalúa la situación en que el uso promovido son los pastizales en vez de los cultivos. Los pastizales, asociados en la cuenca media del Tajo a usos eminentemente ganaderos, constituyen un importante reclamo para ciertas especies de aves, de ahí que nos planteemos su posible promoción y el efecto sobre las comunidades de aves. En la simulación de este escenario se ha considerado que la superficie total de cultivos y vegetación arbolada de los medios adyacentes se sustituyen por pastizales.

Tabla VI. 3. Definición de los escenarios de uso en los ríos. Para cada escenario se indica la variación de los valores de las variables independientes de la Ecuación 1.

Escenario 1: Restauración total del arbolado en los medios adyacentes (recuperación de la vegetación riparia original)

Arbolado orilla (OA)	cultivos medios adyacentes (CUL)	limos orilla (OL)	graveras medios adyacentes (MGR)	arbolado medios adyacentes (MBO)	pastizales medios adyacentes (PAS)	gravas orillas (OP)
Igual	Desaparece	Igual	Desaparece	MBO+MGR+PAS+CUL	Desaparece	Igual

Escenario 2: Promoción de cultivos en los medios adyacentes

arbolado orilla (OA)	cultivos medios adyacentes (CUL)	limos orilla (OL)	graveras medios adyacentes (MGR)	arbolado medios adyacentes (MBO)	pastizales medios adyacentes (PAS)	gravas orillas (OP)
Igual	CUL +MBO+PAS	Igual	Igual	Desaparece	Desaparece	Igual

Escenario 3: Promoción de pastizales en los medios adyacentes

arbolado orilla (OA)	cultivos medios adyacentes (CUL)	limos orilla (OL)	graveras medios adyacentes (MGR)	arbolado medios adyacentes (MBO)	pastizales medios adyacentes (PAS)	gravas orillas (OP)
Igual	Desaparece	Igual	Igual	Desaparece	PAS+CUL+ MBO	Igual

Escenario 4: Eliminación total de la vegetación arbolada en orillas

arbolado orilla (OA)	cultivos medios adyacentes (CUL)	limos orilla (OL)	graveras medios adyacentes (MGR)	arbolado medios adyacentes (MBO)	pastizales medios adyacentes (PAS)	gravas orillas (OP)
Desaparece	Igual	Igual	Igual	Igual	Igual	Igual

Escenario 4: Eliminación total de la vegetación arbórea en orillas. Se pretende con este escenario recrear una tendencia generalizada en los ríos a ocupar y roturar sus terrazas y márgenes para favorecer cultivos, pastizales, mejorar la circulación de agua o para instalar infraestructuras de diversa índole (de transporte, industrial, extracción de áridos, etc.). En algunos casos, estas actuaciones llegan a invadir parte del propio cauce, sobre todo cuando éste es amplio, afectando a la vegetación más cercana al río. Este último

caso es el que se pretende simular con el cuarto escenario. Se simula el efecto de una eliminación total de la cubierta arbolada de las orillas cercanas a la lámina de agua. Salvo esta variable que pasa a alcanzar valores de cero en la ecuación, el resto de las variables no han sido modificadas en sus valores por estimar que no se verían afectadas de forma significativa por esta actividad ya que la vegetación leñosa tiende a ocupar zonas de cierta estabilidad hidrológica (Molina, 1997), no coincidentes generalmente con las ocupadas por limos o gravas que se asocian a tramos de mayor inestabilidad.

La Figura VI. 2 muestra las coordenadas originales de los tramos fluviales en la dimensión 1 de la ordenación y las predichas por la ecuación de regresión bajo el escenario de restauración total de la cubierta arbórea en los medios adyacentes al río. La figura informa de los cambios de composición avifaunística y de abundancia estimados por este cambio de uso.

El resultado predice un cambio notable en la composición de las comunidades de aves acuáticas de los ríos, y un impacto naturalístico positivo en lo que respecta al aumento de la abundancia media de aves. Todos los tramos manifiestan un desplazamiento hacia el extremo negativo del eje, aunque en mayor o menor medida. Las comunidades de aves características de este área del plano son fundamentalmente anátidas reproductoras sedentarias (ánades azulón y friso, porrón europeo y cuchara común) y somormujos. El proceso de restauración simulado favorece en la mayoría de los tramos una mayor presencia de este tipo de aves frente a comunidades más estacionales y oportunistas, donde predominan las limícolas y láridos, propias del extremo opuesto del gradiente. La restauración arbórea propuesta favorecería también una mayor abundancia media de aves acuáticas en los ríos (IKA), pero no una mayor diversidad o riqueza específica dada la ausencia de correlación de estos parámetros con el eje considerado, puesta de manifiesto en el capítulo anterior (Figura V. 7).

Los tramos H05, M02, T21 y T22 son los que manifiestan un mayor cambio frente al escenario de restauración forestal de los medios adyacentes. Estos tramos se caracterizan por cauces que se encuentran casi en su totalidad anegados por la lámina de agua, que

consecuentemente se distancia apenas cuatro metros de los medios adyacentes. Estos están ocupados en su mayoría por usos agroganaderos (cultivos y pastizales), y por una cobertura arbórea reducida (12,33% de media). Este ambiente fluvial favorece que restauraciones ecológico-forestales de esta naturaleza, propicien la sustitución de las limícolas y láridos por anátidas y somormujos, más asociadas a amplias láminas de agua.

La simulación también nos permite destacar que la restauración forestal en algunos tramos del río Tajo (tramos T08 a T16), de por sí con una gran abundancia media de anátidas (79,89 aves/km), puede aumentarla algo más, aunque poco en términos absolutos. La potencialidad de estos tramos para acoger más anátidas es baja puesto que ya de por sí presentan unos ambientes propicios para ello. Estos tramos exhiben altos porcentajes de vegetación arbórea en sus cauces distales (91,37%) y orillas (67,86%), y una escasa presencia de arenas y gravas en orillas y cauces (entre 2,55% y 5,36%), por lo que una posible restauración arbórea no variaría mucho su situación actual.

Los tramos del río Jarama, a pesar de situarse originalmente de forma mayoritaria en el extremo positivo del eje (caracterizado por comunidades de laro-limícolas), responden a una teórica restauración forestal de forma poco marcada, salvo algunas excepciones (J05 y J06). Ello parece deberse al predominio de limos y arenas en sus cauces y orillas, y a sus amplios cauces, apenas anegados por el agua (anchuras medias de 36 m). Esto favorece la presencia de especies acuáticas con menor dependencia del agua, como muchas limícolas.

Las Figura VI. 3 y Figura VI. 4 muestran, respectivamente, los resultados de simular los escenarios de promoción de cultivos y de promoción de pastizales en medios adyacentes a los ríos. En ambas figuras se observan respuestas muy variables según los tramos y con una tendencia menos evidente que en el escenario anterior. El desplazamiento de las coordenadas de los tramos en la dimensión 1 es, en términos generales, de escasa magnitud y con signos diferentes según los tramos. El sentido y la magnitud del desplazamiento es muy similar en los dos escenarios, lo que permite discutir los resultados conjuntamente.

En ambos escenarios los tramos muestran un desplazamiento centrípeto, es decir, tienden a confluír hacia una misma posición del gradiente, que puede interpretarse como

una cierta pérdida de heterogeneidad en la composición de las comunidades entre ríos. Los tramos situados en el extremo negativo, con predominio de anátidas, como por ejemplo H01, H03, T09, T10 y T16, tienden a desplazarse hacia situaciones donde predominan otras especies. Por el contrario, en tramos localizados originalmente en el extremo positivo, donde predominan limícolas y láridos, en algunos casos favorecería la presencia de especies características del centro del gradiente de composición. A la uniformidad faunística favorecida por la potenciación de estos usos, se añadiría la presencia más frecuente de una abundancia media de aves en cualquiera de los tramos fluviales (Figura VI. 3 y Figura VI. 4).

La Figura VI. 5 muestra los efectos de simular un escenario de eliminación total de la vegetación arbolada en las orillas. El resultado predice una uniformización generalizada en la composición de las comunidades de aves acuáticas en los ríos. La mayoría de los tramos muestran un fuerte desplazamiento en la misma dirección hacia el extremo positivo del eje y, en consecuencia, hacia comunidades dominadas por limícolas y láridos. La gráfica informa también de una clara pérdida de valor naturalístico, tanto en términos de abundancia media de aves, como en la diversidad biológica de las cuencas fluviales estudiadas (diversidad beta). Esta pérdida de diversidad beta se manifiesta en el gran parecido avifaunístico de la mayoría de los tramos fluviales del área de estudio.

El efecto de la eliminación de la cubierta arbolada en las orillas supone, por lo tanto, un drástico cambio ambiental de los cauces, que favorece por lo general a comunidades de aves dominadas por especies limícolas y láridos. Los tramos menos afectados por este cambio de uso serían los que ya reproducen las características idóneas para estas comunidades. Son tramos con un marcado carácter terrestre (amplios cauces libres de lámina de agua) y un predominio de gravas, limos y arenas en las orillas o cauces distales. Es el caso de la mayor parte de los tramos del río Jarama, que ya mantienen un predominio de este tipo de aves oportunistas.

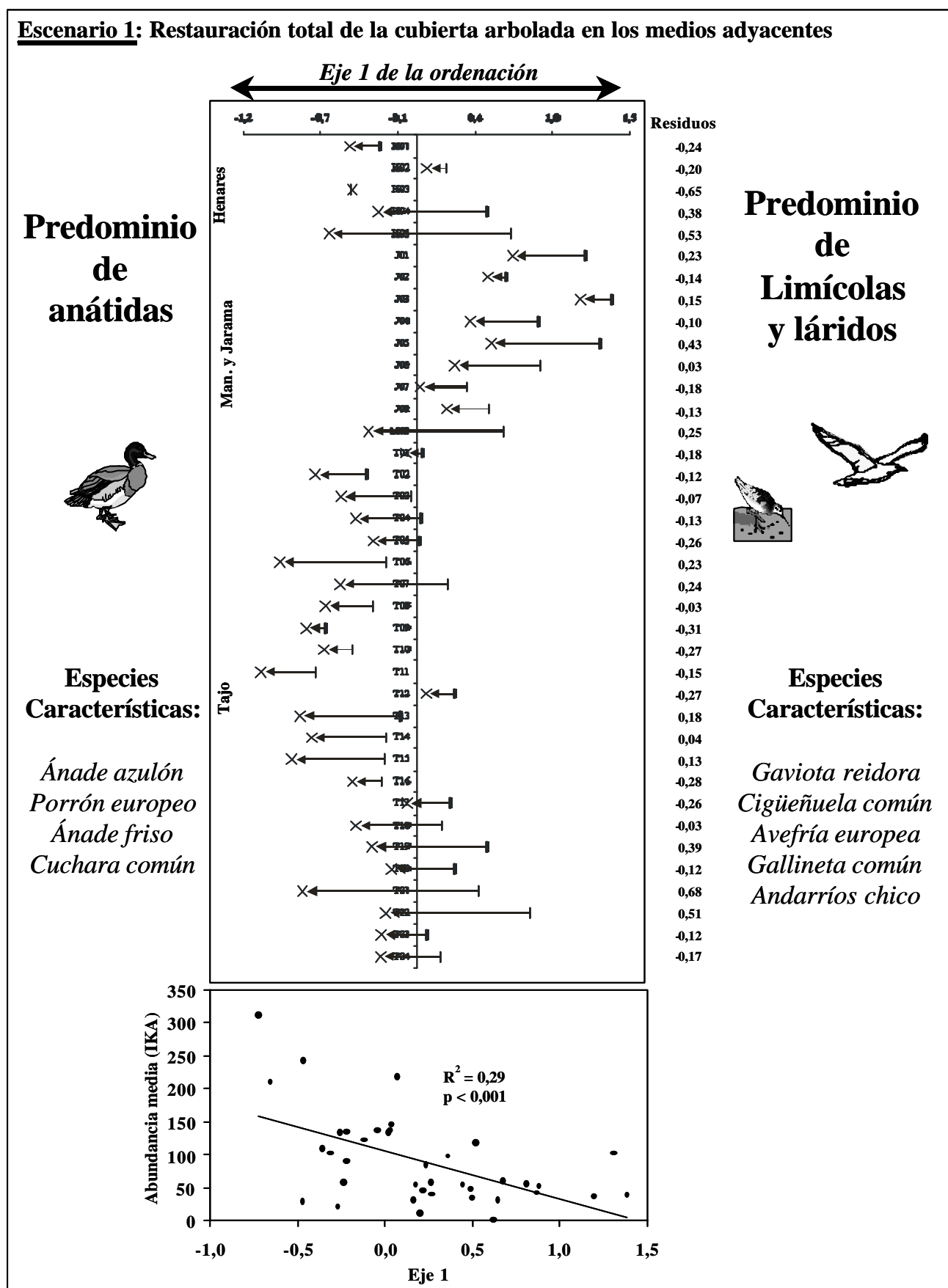


Figura VI. 2. Efectos del escenario de uso simulado sobre la composición de las comunidades de aves acuáticas y la abundancia media de aves en los ríos.

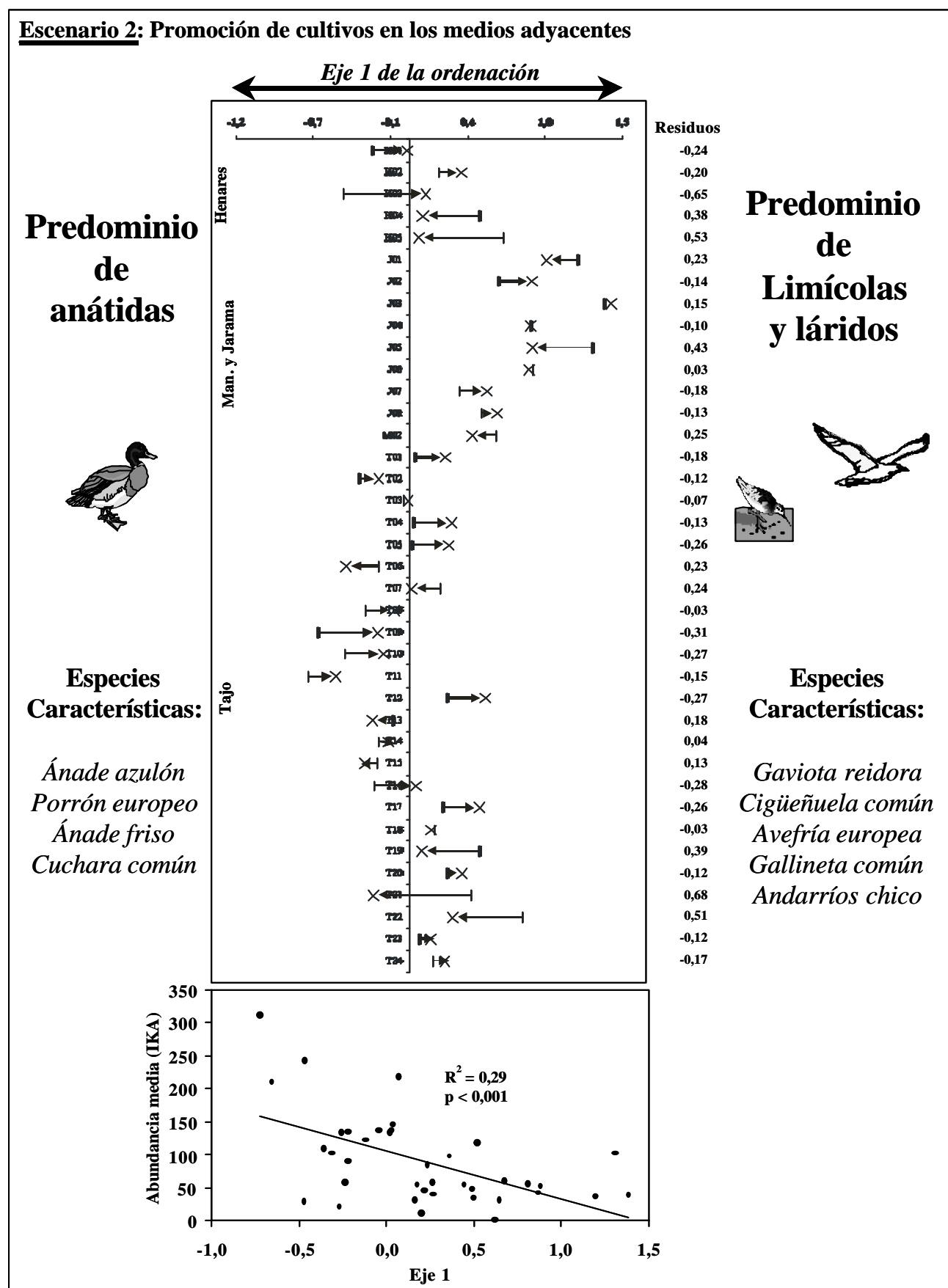


Figura VI. 3 Efectos del escenario de uso simulado sobre la composición de las comunidades de aves acuáticas y la abundancia media de aves en los ríos.

Escenario 3: Promoción de pastizales en los medios adyacentes

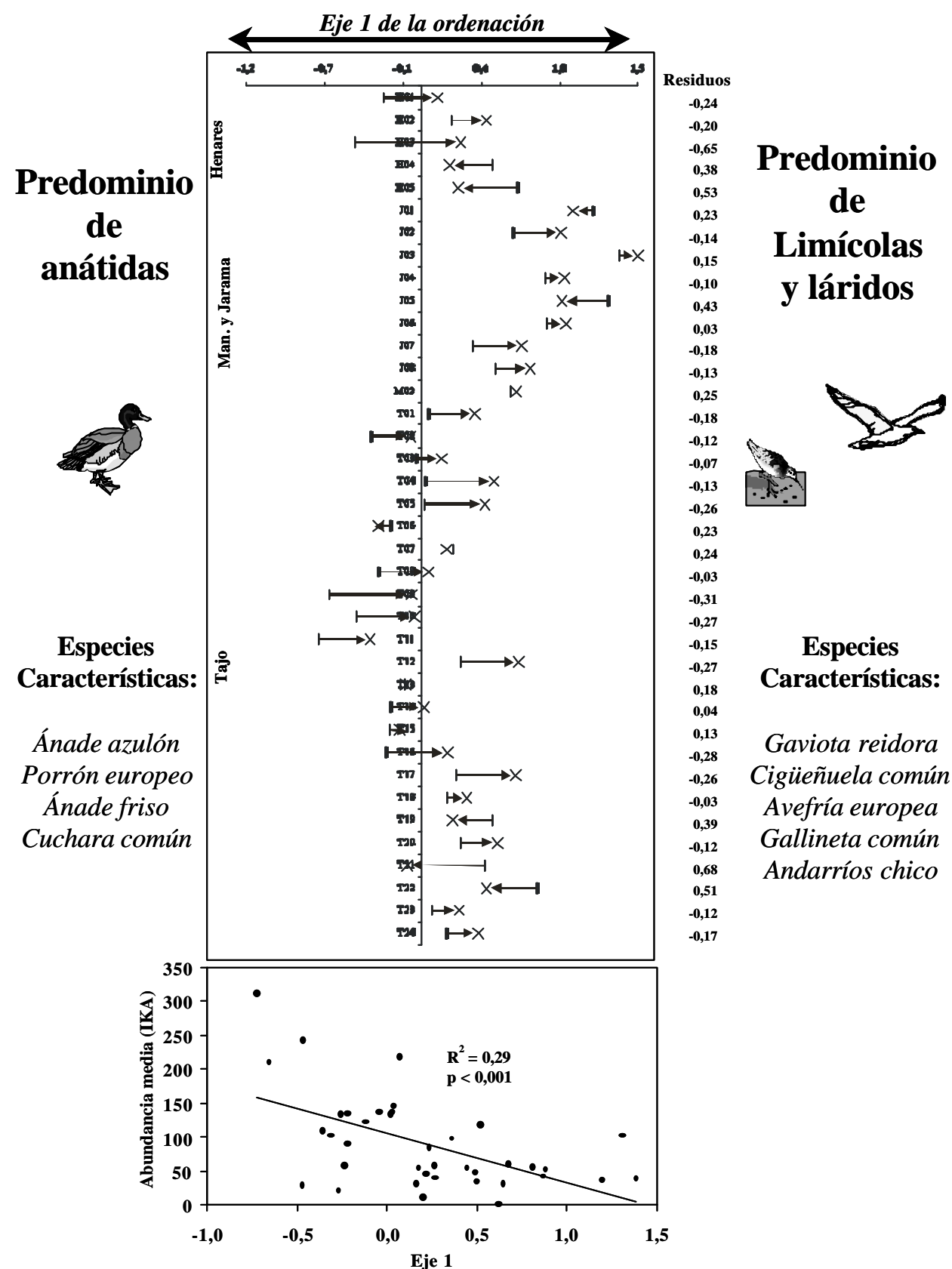


Figura VI. 4. Efectos del escenario de uso simulado sobre la composición de las comunidades de aves acuáticas y la abundancia media de aves en los ríos.

Escenario 4: Eliminación total de la vegetación arbolada en las orillas

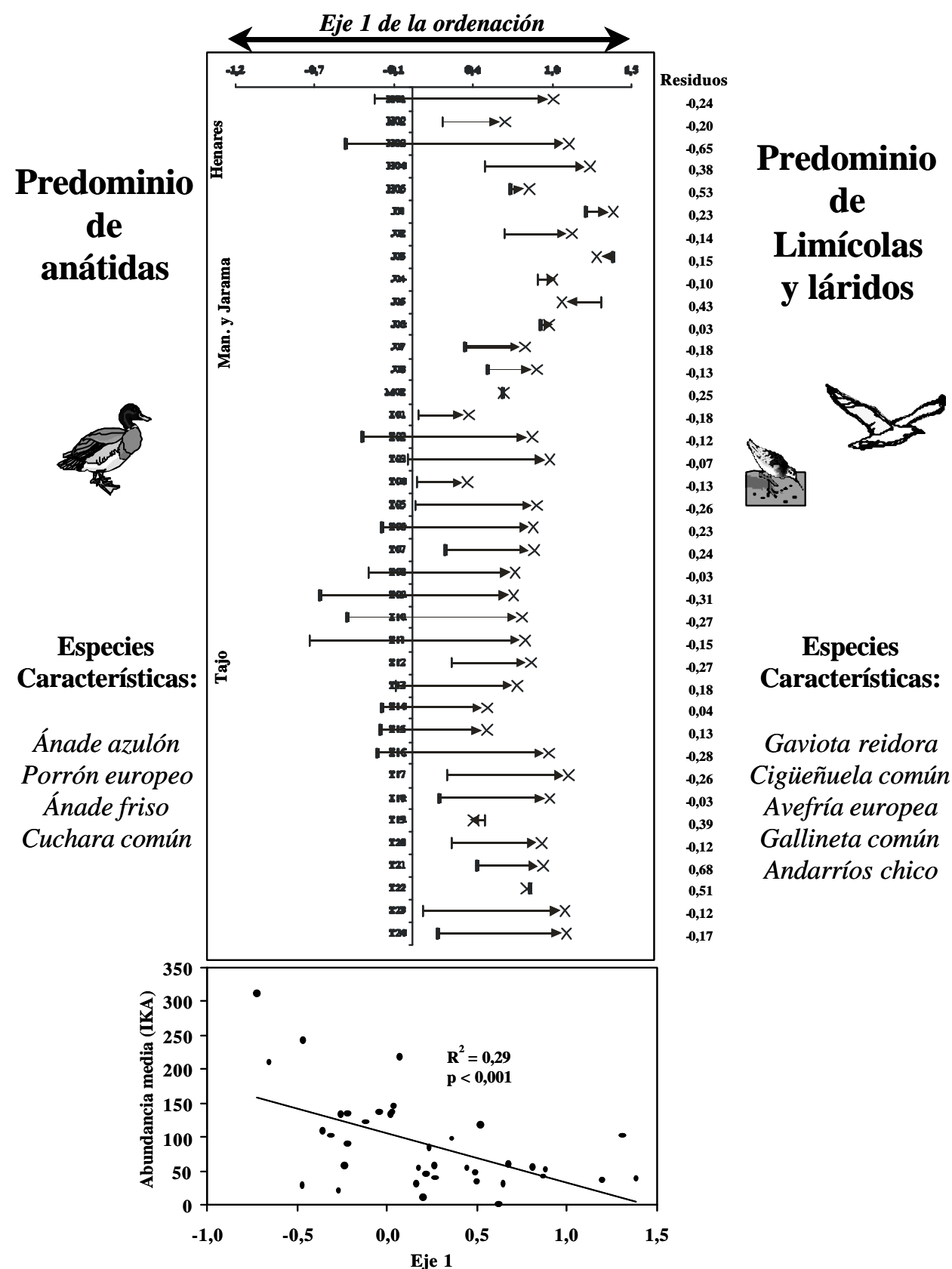


Figura VI. 5. Efectos del escenario de uso simulado sobre la composición de las comunidades de aves acuáticas y la abundancia media de aves en los ríos.

Las simulaciones anteriores predicen cambios en las coordenadas de los tramos de muy diferente magnitud (longitud de las flechas en las Figura VI. 2–Figura VI. 5). Para explicar las causas de estos cambios, las diferencias de valor entre ambas coordenadas (original y predicha) de todos los tramos se han correlacionado (r de Pearson) con las variables geofísicas que las caracterizan. La Tabla VI. 4 muestra las variables que han alcanzado una relación significativa ($p < 0,05$) para este escenario, y los tres restantes.

Hay que señalar que el hecho de utilizar como variable dependiente coordenadas de un análisis de correspondencias (AC) y no de, por ejemplo, un análisis de componentes principales (ACP), puede condicionar los resultados obtenidos ya que en la interpretación de las dimensiones de un AC no deben asumirse variaciones lineales ni de la abundancia de las aves ni, consecuentemente, de las variables geofísicas responsables de dichas variaciones.

Tabla VI. 4. Correlaciones de Pearson (r_p) entre el valor de desplazamiento de los tramos fluviales (coordenada predicha – coordenada real) en la dimensión 1 de la ordenación y los valores de diferentes variables ambientales y del valor de coordenada original en esta dimensión en cada uno de los cuatro escenarios de uso simulados. Se presentan sólo las variables con relaciones significativas ($p < 0,05$).

	Escenario 1 <i>Promoción MBO</i>		Escenario 2 <i>Promoción CUL</i>		Escenario 3 <i>Promoción PAS</i>		Escenario 4 <i>Eliminación OA</i>	
	r_p	p	r_p	p	r_p	p	r_p	p
Anchura cauce libre de agua (CG)	--	ns	--	ns	--	ns	-0,45	0,004
% gravas en orillas (OP)	--	ns	--	ns	--	ns	-0,33	0,046
% limos y arenas en orilla (OL)	--	ns	--	ns	--	ns	-0,35	0,033
% arbolado en orillas (OA)	--	ns	--	ns	--	ns	0,80	0,001
% gravas en cauce distal (CP)	--	ns	--	ns	--	ns	-0,39	0,016
% limos y arenas cauce distal (CL)	--	ns	--	ns	--	ns	-0,32	0,048
% arbolado cauce distal (CA)	--	ns	--	ns	--	ns	0,58	0,001
% cultivos en medios adyacente (CUL)	--	ns	--	ns	--	ns	0,35	0,032
% graveras en medios adyacente (MGR)	--	ns	--	ns	--	ns	-0,33	0,041
Coordenada original en la dimensión 1	-0,37	0,021	-0,55	0,001	-0,58	0,001	-0,90	0,001

Se observa que la magnitud de cambio depende básicamente de la posición original del tramo en el primer gradiente de variación espacial. Esta dependencia de la situación

original se manifiesta en los cuatro escenarios simulados. Por otro lado, en este escenario de uso también se observa que la magnitud del cambio es independiente de las características geofísicas de los tramos, al menos de forma individual. Esta ausencia de relación podría deberse a que la magnitud de cambio de las coordenadas responde a un conjunto de caracteres de los tramos, y no a variables geofísicas concretas con las que pudiera estar relacionada de una forma directa. Esta situación se repite en el resto de los escenarios simulados de cambio de uso en medios adyacentes, salvo en el último de ellos (eliminación de la vegetación arbolada en las orillas).

VI.3.2. Efectos de los escenarios de uso sobre la riqueza y diversidad biológica

Dada la ausencia de correlación de la riqueza y la diversidad biológica de las aves acuáticas con la dimensión de la ordenación modelizada anteriormente, se ha considerado oportuno analizar los efectos que sobre estos parámetros tendrían cambios semejantes a los anteriormente descritos. Para ello se siguió el mismo procedimiento que en apartado anterior, utilizándose las mismas 21 variables independientes como candidatas a componer la ecuación de regresión múltiple por pasos. Ésta fue obtenida de manera independiente para la riqueza y para la diversidad biológica, cuyos valores estandarizados –ver Apartado II.3–, actuaron como sendas variables dependientes en las regresiones.

La Tabla VI. 5 muestra aquellas variables que se incluyeron en las ecuaciones de regresión que explican la variación de la riqueza y la diversidad de Shannon de las aves acuáticas de los ríos. Las Ecuaciones 2 y 3 muestran respectivamente los coeficientes y las fórmulas obtenidas por cada uno de los parámetros considerados.

Ecuación 2:

$$\text{Riqueza de especies} = 2,8460 + 0,1529 \times \text{CP} + 0,2181 \times \text{OL} + 0,0655 \times \text{AR} + 0,0903 \times \text{OH} + 0,2808 \times \text{IT} - 0,1089 \times \text{IP}$$

$$R^2=0,83; F_{(6,30)}=31,23; p < 0,001$$

Ecuación 3:

$$\text{Diversidad de especies} = 1,5932 - 0,0104 \times OA + 0,0073 \times CA + 0,0181 \times CP - 0,0077 \times OP + 0,0020 \times CUL + 0,0212 \times RA$$

$$R^2=0,68; F_{(6,30)}=13,65; p < 0,001$$

En ambas ecuaciones, la distribución de los residuos cumplen los requisitos de normalidad (riqueza: Test de Shapiro–Wilks; $W=0,94$; $p = ns$ // diversidad: Test de Shapiro–Wilks; $W=0,99$; $p = ns$) y heterocedasticidad.

Tabla VI. 5. Variables independientes que definen las Ecuaciones 2 y 3 de regresión por pasos y que explican, respectivamente, la riqueza y la diversidad biológica de las comunidades de aves. Se muestran por orden de entrada, y se incluye su código y signo con que entran en la ecuación.

	Nombre de la variable	Código de la variable	Signo en la ecuación
Riqueza	% de gravas en cauces distales	CP	POSITIVO
	% de limos y arenas en orillas	OL	POSITIVO
	Anchura de la lámina de agua	AR	POSITIVO
	% de herbáceas en orillas	OH	POSITIVO
	% de islas temporales en la lámina de agua	IT	POSITIVO
	% de islas permanentes en la lámina de agua	IP	NEGATIVO
Diversidad biológica	% de arbolado en orillas	OA	NEGATIVO
	% de arbolado en cauces distales	CA	POSITIVO
	% de gravas en cauces distales	CP	POSITIVO
	% de gravas en orillas	OP	NEGATIVO
	% de cultivos en medios adyacentes	CUL	POSITIVO
	% de rápidos en la lámina de agua	RA	POSITIVO

En un análisis preliminar de las variables que definen ambas ecuaciones, se observa que los usos en los medios adyacentes a los ríos tienen en este caso un peso predictivo de estos parámetros muy pequeño. Lo que más influye sobre los valores de riqueza y de diversidad de las comunidades de aves acuáticas son aspectos propios de la estructura de los cauces y orillas (Tabla VI. 5).

El signo y magnitud de los coeficientes de las variables que forman parte de las ecuaciones, permite determinar el tipo de relación con la variable dependiente (Bancroft *et al.*, 2002). Para la riqueza de especies, la mayoría de las variables independientes contribuyen de forma positiva al valor de este parámetro. Aspectos como la abundancia de gravas en los cauces distales y la cobertura de limos y herbáceas en orillas, una amplia lámina de agua y la presencia de islas temporales, favorecen la existencia de un alto número de especies en los tramos. Las dos primeras variables podrían asociarse al GAT de limícolas, que es el que contiene mayor número de especies. Sin embargo, las tres variables restantes favorecerían la pluralidad de ambientes y nichos ecológicos en los ríos, que podrían ser a su vez ocupados por otras especies. La ecuación permite modelizar las características de un hábitat ideal para mantener valores altos de riqueza de aves acuáticas (Figura VI. 6–A).

Sólo la presencia de islas permanentes contribuye negativamente a la riqueza de aves acuáticas. En la explicación de este hecho, que parece paradójico dada la contribución positiva de las islas de carácter temporal, conviene recordar la diferencia entre ambos tipos de islas. Molina (1997), en su estudio de la dinámica vegetal y paisajístico de la depresión del Tajo, describe diferencias muy marcadas entre tipos de comunidades vegetales ribereñas de acuerdo a los regímenes de inundación de los ríos. El carácter permanente de las islas favorece el establecimiento de una comunidad vegetal más madura y densa con un predominio de vegetación leñosa. La elevada cobertura de esta vegetación, conlleva una reducción de otros tipos de sustratos, como gravas, limos, arenas y herbáceas. A la luz de los resultados, podemos interpretar que estas islas permanentes mantienen unas comunidades de aves con unas pocas especies muy concretas y dominantes, probablemente garzas y cigüeñas.

Las variables que explican la variación de los valores de diversidad de Shannon (Tabla VI. 5), como participantes en la Ecuación 3, son en su mayoría diferentes a las que explican la riqueza de las comunidades de aves acuáticas. En este caso, la cobertura de arbolado y de gravas, ambos en cauces distales y orillas, de cultivos en los medios adyacentes y de rápidos en la lámina de agua, son los que mejor caracterizan la diversidad de estas comunidades. Los signos de estas variables en la Ecuación 3 muestra la

importancia de la localización concreta del arbolado y de gravas en los tramos. Así, mientras que la elevada cobertura de estos sustratos en los cauces distales favorecen el aumento de diversidad, su localización en las orillas del río contribuyen a su disminución. Los cultivos en los medios adyacentes y la presencia de rápidos son otras características que promueven la diversidad de aves acuáticas. La Figura VI. 6-B muestra el modelo de hábitat ideal para el mantenimiento de una comunidad de estas aves con altos valores de diversidad de Shannon.

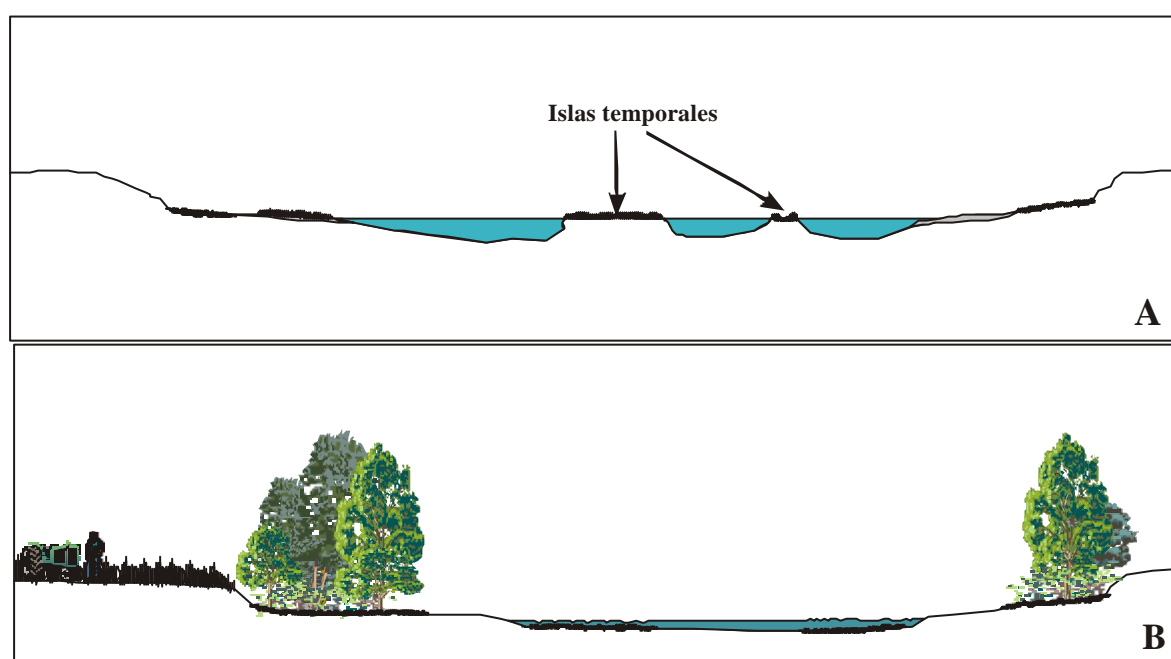


Figura VI. 6. Modelos de hábitat ideales que favorecerían la riqueza de especies (A) o la diversidad biológica (B) en las comunidades de aves acuáticas fluviales.

La colonización de las orillas por una cubierta arbórea densa, limita el acceso a los recursos tróficos a ciertas especies de aves acuáticas. Concretamente para las limícolas, cuya alimentación está muy asociada a la existencia y accesibilidad de macroinvertebrados acuáticos en sustratos de limos, arenas o gravas, asequibles únicamente en zonas de aguas someras y cercanos a la lámina de agua (Pérez-Hurtado y Hortas, 1993). Cuando la anchura del cauce es reducida, la zona exclusiva de alimentación de estas aves se limita a zonas marginales de la lámina de agua, es decir, lo que hemos considerado como orillas.

La ocupación de estas por una vegetación densa arbolada evitaría la presencia de especies limícolas y con ello, probablemente, una pérdida de diversidad biológica.

Sin menoscabo de los comentarios anteriores, la identificación de los factores y procesos ecológicos concretos –asociados a los hábitat ideales detectados– que regulan la riqueza y diversidad de las comunidades de aves acuáticas en los ríos, requiere de estudios de mayor detalle a los objetivos planteados en este estudio.

VI.4. Conclusiones

En este capítulo se estima, mediante simulación matemática, los efectos de diferentes escenarios de uso humano en los ríos sobre la composición y diversidad biológica de las comunidades de aves acuáticas. La metodología empleada ha permitido estimar estos efectos y elaborar unos modelos predictivos útiles para la conservación de estas comunidades. Los modelos resumen un conjunto de variables del paisaje fluvial, fácilmente reconocibles en el terreno o por fotointerpretación, cuyo manejo o modificación adecuadas permitirán promover determinadas comunidades de aves acuáticas o determinados valores de riqueza y diversidad biológica.

La caracterización sintética, mediante ecuación de regresión múltiple, de la principal variación espacial de las comunidades de aves acuáticas, ha permitido observar que la naturaleza y abundancia de los usos en los medios circundantes a los ríos ejercen un efecto manifiesto sobre la composición de estas comunidades. El resultado confirma una vez más, la necesidad de replantear la proyección espacial óptima para los estudios de los ecosistemas fluviales.

Los efectos de la simulación de escenarios de uso sobre la composición de las comunidades de aves son muy diferentes según sea la naturaleza de dichos escenarios. La hipotética restauración de la vegetación riparia predice un aumento de la importancia de anátidas sedentarias y/o somormujos (indicador de un estado aceptable de conservación de los ríos) en detrimento de láridos y limícolas, además de una mayor abundancia media de

individuos. Ambos aspectos indican un impacto naturalístico positivo, que no va en detrimento de una pérdida acusada de diversidad beta de las comunidades de aves en el conjunto de los tramos fluviales.

La simulación de escenarios de uso en los que se promueve la presencia de pastizales o de cultivos en los medios adyacentes a los ríos ocasionarían una cierta pérdida de heterogeneidad de las comunidades en el conjunto de los ríos (diversidad beta), a la vez que un reparto más equitativo de las abundancias de los dos conjuntos taxonómicos de aves acuáticas más contrastados: anátidas/somormujos y limícolas/láridos. La pérdida de heterogeneidad entre ríos se manifiesta también en unos valores más parecidos de las abundancias medias de individuos en el conjunto de los tramos fluviales.

Una supuesta eliminación de la vegetación arbolada de las orillas –áreas más cercanas a la lámina de agua– ocasionaría la mayor pérdida de valor naturalístico de todos los escenarios contemplados. La simulación de este escenario prevé una drástica disminución de la diversidad beta de las comunidades de aves en el conjunto de la zona de estudio y una pérdida importante de abundancia media de aves en la mayoría de los tramos fluviales. Estos pasarían a ser ocupados por comunidades muy semejantes en todos ellos y dominadas por especies de aves limícolas y láridos que desplazarían a otros tipos de comunidades, sobre todo a las dominadas por anátidas. En caso de implantación de este escenario, estas últimas aves podrían desaparecer del área de estudio.

Aunque los comentarios anteriores suponen tendencias generales de los tramos fluviales, cada uno de ellos puede responder con diferente signo y magnitud a dichas tendencias. El procedimiento utilizado permite focalizar en este aspecto y estimar el cambio previsto por cada uno de los tramos fluviales frente a cualquiera de los escenarios de uso simulados. El resultado tiene interés predictivo en la conservación ya que permite estimar el grado de idoneidad de cada tramo fluvial frente a cada escenario de uso.

El estudio ha permitido identificar y modelizar numéricamente los factores que influyen sobre los valores de riqueza y de diversidad biológica (Shannon) de las comunidades de aves acuáticas en los ríos estudiados. Se han obtenido así dos modelos o

arquetipos de hábitat fluviales que serían los ideales para acoger comunidades de aves acuáticas con unos elevados valores de riqueza o de diversidad biológica.

El modelo de hábitat fluvial ideal para mantener una alta riqueza de aves acuáticas reúne abundantes limos, arenas, gravas y herbazales en sus cauces distales u orillas (ausencia de coberturas arboladas) y la presencia de islas temporales en una ancha lámina de agua.

El modelo de hábitat fluvial ideal para mantener una elevada diversidad biológica difiere del anterior. En este caso, resulta esencial la presencia y localización de vegetación arbolada y de gravas en los cauces distales y orillas del tramo fluvial. A estas variables se unen la presencia de rápidos en la lámina de agua y de cultivos en los medios adyacentes al río.

**VII. Actividades de
comportamiento y uso del
hábitat**

VII.1. Introducción y objetivos concretos

Las aves acuáticas congregan un gran número de especies, que pueden considerarse especializadas en lo que respecta al uso del hábitat y a la búsqueda de alimento (Gaines *et al.*, 1998; Castro *et al.*, 2000; Froneman *et al.*, 2001). Niveles altos de especialización se aprecian en varios aspectos, como en los ritmos diarios de actividad –especies eminentemente diurnas, crepusculares o nocturnas (Rojas *et al.*, 1997, 1999)–, en la búsqueda de refugio (Green, 1998b; Sovada *et al.*, 2000) y en la exploración de zonas propicias para la reproducción (Rodway, 1998), entre otros. Esta diferenciación permite a las aves acuáticas, dentro de los exiguos ambientes acuáticos existentes, especializarse en microambientes diferentes (Elmberg *et al.*, 1997, Cox & Afton, 1998; Shubin, 1998; Marsden & Bellamy, 2000).

Las aves acuáticas muestran también un amplio abanico alimentario, que incluye prácticamente todas las especialidades tróficas posibles en las aves: fitófagas, insectívoras, piscívoras u omnívoras (Cramp & Simmons, 1977, 1980, 1983; Dimalexis *et al.*, 1997). Estas aves incluyen también taxones con dietas alimentarias oportunistas, adaptables a circunstancias tróficas eventuales (Tietje & Teer, 1988; Fox *et al.*, 1998; Marsden & Bellamy, 2000). La gran variedad de morfotipos que presenta el grupo de las aves acuáticas (Castro *et al.*, 2000) es un buen reflejo de la especialización alimentaria, de comportamiento y del uso que hacen del hábitat.

El comportamiento y el uso del hábitat de las aves acuáticas han despertado un gran interés en la comunidad científica (Bethke & Nudds, 1995; Collier & Wakelin, 1996; Fasola & Biddau, 1997; Cox & Afton, 1998; Gaines *et al.*, 1998; Maisonneuve *et al.*, 2000b; Benedict & Hepp, 2000). Esta variedad de trabajos responde a diversas causas: el carácter migratorio transfronterizo de estas aves, que les hace ser merecedoras de un régimen especial de protección (UNESCO, 1971); su distribución en hábitat escasos y mundialmente amenazados y su valor económico, al ser consideradas muchas de ellas especies cinegéticas y por tanto sujetas a un seguimiento casi continuo de sus poblaciones. Este interés ha sido particularmente importante en el caso de las anátidas, como grupo

cinagético por excelencia que es (Jorde *et al.*, 1984; Nummi *et al.*, 1994; Díaz *et al.*, 1996; Stevens *et al.*, 2003). La importancia de la conservación de sus poblaciones se ha plasmado incluso en la gestión de los humedales (Barbraud *et al.*, 2002; Erwin, 2002; Mauchamp *et al.*, 2002; Tori *et al.*, 2002; Ackerman *et al.*, 2003). A raíz de esto, se ha generado gran cantidad de información sobre este grupo taxonómico, que hace referencia a su comportamiento y uso del espacio (Bethke & Nudds, 1995; Olivero *et al.*, 1998), su relación con la agricultura intensiva (Maisonneuve *et al.*, 2000a,b), la reproducción (Merendino & Ankney, 1994), los efectos de la vegetación (Nummi *et al.*, 1994) y las adaptaciones tróficas (Guillemain *et al.*, 2000a,b). Sin embargo, la mayoría de estos trabajos se realizan en humedales costeros de gran entidad, siendo muy escasos los centrados en ríos o aguas continentales (Hernández y Velasco, 1990; Leiva, 1991; Collier & Wakelin, 1996), a pesar de su importancia como hábitat alternativos ante la acusada pérdida de humedales (Molina Vázquez *et al.*, 1987; SEO/BirdLife, 1995).

La bibliografía documenta importantes diferencias en la distribución del tiempo dedicado por las aves acuáticas a cada una de sus actividades fundamentales de comportamiento. Esto se debe a factores muy diversos, como la morfología o el carácter migratorio de la especie (Fasola & Canova, 1993), el tipo o estructura de la vegetación predominante en el medio (Nummi *et al.*, 1994; Benedict & Hepp, 2000), el grado de perturbación humana (Evans & Day, 2001), el nivel de inundación (Sanders, 1999) o la climatología (Hötter, 1999), entre otros. También se encuentran abundantes ejemplos de adaptación de las aves acuáticas a ambientes muy específicos o singulares, algunos derivados de actividades humanas, como piscifactorías (Ulenaers & Dhondt, 1991), salinas (Robledano *et al.*, 1992), arrozales (Day & Colwell, 1998; Marqués & Vicente, 1999), estanques o albercas agrícolas (Petrie & Rogers, 1997; Valkama *et al.*, 1998; Maisonneuve *et al.*, 2000a,b), estanques de depuración de aguas residuales (Guillemain *et al.*, 2000a) y canales de navegación (Marsden & Bellamy, 2000). Algunos de estos ambientes se encuentran muy eutrofizados y en ellos la biomasa de invertebrados (especialmente oligoquetos, larvas de quironómidos y otros grupos de macroinvertebrados acuáticos eutrófico-tolerantes) es muy importante, lo que es aprovechado por las aves acuáticas más oportunistas (Green & Hilton, 1998).

Los trabajos sobre comportamiento y uso del hábitat por las aves acuáticas en la Península Ibérica se inician a mediados de los años ochenta (Amat, 1984b,c), y continúan con estudios que abordan diferentes aspectos de su ecología, como las diferencias alimentarias intraespecíficas (Pérez-Hurtado y Hortas, 1993), la identificación de ritmos diarios de actividad (Leiva, 1991) o la detección de variaciones estacionales de uso del territorio (Múrias *et al.*, 1997). Se trata por tanto de trabajos relativamente recientes, en general escasos, que en su mayoría abordan el problema desde una perspectiva descriptiva, centrándose en especies y periodos concretos del ciclo anual. No obstante, los resultados aportan valiosa información para la conservación de las especies y la gestión local de los humedales, mejorando el ajuste de las intervenciones de restauración a los objetivos de conservación de la diversidad biológica (Asensio *et al.*, 1986; Castro Nogueira *et al.*, 1995).

La especialización en el comportamiento y el uso del hábitat en este grupo de aves hace interesante, a la vez de necesario, su estudio desde un punto de vista ecológico. En este capítulo se abordan los siguientes objetivos específicos relativos al estudio del uso del hábitat por las especies:

- Identificar la importancia relativa de diferentes actividades fundamentales de comportamiento desempeñadas por los grupos de aves acuáticas y su variación temporal. Se pretende obtener patrones generales que caractericen los ritmos diarios de actividad de estas aves y los factores responsables de los mismos.
- Identificar las preferencias de las actividades de las aves acuáticas por los diferentes tipos de hábitat o microambientes disponibles en los medios fluviales. Se trata de destacar los elementos del paisaje fluvial más determinantes en el desarrollo de las actividades básicas de comportamiento en cada grupo taxonómico identificado.
- Caracterizar los hábitat fluviales ideales o potencialmente preferidos por las aves acuáticas para realizar sus diferentes actividades de comportamiento. Se pretende destacar las relaciones espaciales más intensas entre las actividades y determinados factores ambientales, y elaborar con ellas modelos de hábitat fluviales canónicos (ideales).

VII.2. Métodos

VII.2.1. Muestreo de actividades de comportamiento y de uso del hábitat

En los recuentos quincenales de abundancia de aves se registraron también datos relativos a los diferentes tipos de actividades de comportamiento de los individuos, así como el tipo de sustrato o microhábitat del tramo fluvial donde las realizaban (Fasola & Biddau, 1997). El muestreo abarcó la totalidad de los individuos presentes en cada tramo fluvial, visualizados desde los puntos de observación o durante los recorridos. Para sistematizar el tiempo de muestreo, cada 20 segundos se seleccionaba un individuo cualquiera y todos los cercanos a él en un radio aproximado de cinco metros (–registro instantáneo– Altmann, 1974; Fasola & Canova, 1993). Cada registro de 20 segundos incluía individuos siempre diferentes. Durante ese tiempo se anotaban la actividades de comportamiento realizadas por cada uno de los individuos presentes en el círculo imaginario y el tipo de sustrato donde la realizaban (lo habitual era identificar un solo tipo de sustrato). En el caso de las especies de muy escasa abundancia, y con el fin de recoger información representativa de sus comportamientos, el mismo individuo fue muestreado varias veces (hasta un máximo de seis) en momentos diferentes, cuando se apreciaban cambios en su comportamiento u ocupación del hábitat.

El nivel de análisis no ha sido la especie, sino el GAT. Se utilizó como medida de abundancia el porcentaje de individuos de cada GAT que realizaban cada una de las actividades de comportamiento considerada.

Se registraron datos referidos a seis actividades fundamentales de comportamiento (Fasola & Biddau, 1997; Petrie & Rogers, 1997; Hötter, 1999; Benedict & Hepp, 2000; Fischer & Griffin, 2000; Evans & Day, 2001):

- Reposo (“*sleeping, resting*”). Individuos que dormían o descansaban. En muchos grupos, la actividad de descanso se puede identificar fácilmente por el posicionamiento de la cabeza hacia la parte posterior del cuerpo, permaneciendo con el pico bajo las alas (Fasola & Biddau, 1997).

- Mantenimiento (“*maintenance, preening*”). Aves secándose el plumaje al sol, aseándose o acicalándose, con fines de conservación o de impermeabilización (Petrie & Rogers, 1997).
- Desplazamiento (“*locomotion, swimming, walking*”). Esta actividad se refiere a aves que realizaban algún tipo de movimiento (por tierra, agua o aire –éste último cuando el origen y el fin del desplazamiento se incluía en la zona muestreada–) en el momento del contacto visual (Petrie & Rogers, 1997). Las aves sospechosas de moverse alertadas por la presencia del observador fueron descartadas. Cuando los desplazamientos coincidían con actividades de alimentación (algo frecuente en limícolas y algunas anátidas) se consideró esta última actividad como predominante y fue la única anotada.
- Alimentación (“*feeding*”). Aves que presentaban alguna ocupación relacionada con la alimentación como bucear, picotear la superficie del agua o cualquier otra superficie.
- Reproducción (“*breeding*”). Se consideraron todas las actividades relacionadas con la reproducción: cortejo nupcial, construcción de nidos, crianza de la prole, incubación.
- Agresiones (“*aggressions*”). Se consideraron todo tipo de interacciones agresivas, tanto si eran entre individuos de una misma especie como de especies diferentes.

Durante los muestreos se anotaron también los tipos de sustratos o microambientes fluviales donde cada individuo realizaba estas actividades de comportamiento. La Tabla VII. 1 muestra el conjunto de los 9 tipos de sustratos o microambientes tenidos en cuenta en los muestreos.

La relación de los sustratos con las actividades de comportamiento se ha analizado utilizando índices adecuados al tipo de muestreo realizado (diferente de un muestro al azar), como es el caso de los perfiles ecológicos (Godron, 1965; Gounot, 1969; Guillermin, 1969; Gómez Sal, 1982). En este trabajo se ha utilizado el “perfil de frecuencias corregidas” (PFC) (Godron, 1965) para evaluar el grado de preferencia de las actividades

de comportamiento de las aves por los sustratos o microambientes en los que se ha descompuesto el tramo fluvial. Este índice destaca el carácter más o menos “importante” de la asociación frente al carácter de mayor o menor “certeza” de la misma.

Tabla VII. 1. Tipo de sustratos considerados en los muestreos de actividades de comportamiento de las aves.

Sustratos inundados por agua:

- 1 En la zona central de la lámina de agua: a más de 2 metros de la orilla
- 2 En la zona lateral de la lámina de agua: a menos de 2 metros de la orilla
- 3 En la vegetación acuática o restos flotantes de vegetación

Sustratos de transición entre acuáticos y terrestres:

- 4 Azudes
- 5 Zonas palustres (carrizales y eneales)

Sustratos libres de agua:

- 6 Zonas arboladas
 - 7 Zonas de herbazales
 - 8 Zonas con grava o pedregales
 - 9 Zonas con limos o arenas
-

Se parte del cálculo previo de las “frecuencias relativas” de cada actividad, que resultan de dividir la “frecuencia absoluta” –número de veces que una actividad es registrada en un tipo de sustrato– por el número total de registros de la actividad en dicho tipo. El conjunto de valores, considerando todos los tipos de sustratos, compone el denominado “perfil de frecuencias relativas”. El “perfil de frecuencias corregidas” se obtiene dividiendo los valores de frecuencias relativas por la frecuencia media de la actividad en el conjunto de los sustratos (Godron, 1965; Blondel, 1977; Gómez Sal, 1982).

Si los valores de PFC son menores o mayores a la unidad indican una sensibilidad negativa o positiva, respectivamente, de la actividad por un tipo concreto de sustrato. Si el valor es cercano o igual a la unidad, indica indiferencia. Los límites utilizados como rechazo de indiferencia varían según los autores, aunque habitualmente se consideran como normales los inferiores a 0,75 y los superiores a 1,20 para sensibilidades negativas y positivas, respectivamente (Gómez Sal, 1982; De Miguel, 1989). Otros autores, en función de una menor calidad del muestreo, consideran otros umbrales más exigentes: inferiores a

0,50 para la sensibilidad negativa y superiores a 1,50 para la sensibilidad positiva (Pastor, 1976).

El grado de significación de las actividad de comportamiento en cada sustrato se ha calculado a partir del perfil índice $-p_a-$ (Gauthier *et al.*, 1977). Éste parte de una tabla de contingencia 2 x 2 en la que se señala el número de veces que una actividad de comportamiento se registra en un sustrato concreto (número de coexistencias) y el número de veces que aparece en otros sustratos. La significación se ha determinado de la siguiente manera:

- Tabla 2x2:

Actividades de comportamiento	Sustratos		
	Sustrato	Otros sustratos	
	Actividad	a	b
	Otras actividades	c	d
		r = a+c	s = b+d

- Cálculo del perfil índice:

$$p_a = \frac{\binom{r}{a} \binom{s}{b}}{\binom{N}{m}} = \frac{m! n! r! s!}{N! a! b! c! d!}$$

Cuando las frecuencias relativas a/r y b/s son diferentes, la actividad de comportamiento puede ser “sensible” al sustrato, lo cual debe ser comprobado mediante un test de igualdad. Se parte del supuesto de que la probabilidad de que se produzca un número de coexistencias se ajusta a la distribución hipergeométrica (Gómez Sal, 1982). Los umbrales que se deben utilizar son la mitad de los convencionales, pues como indican Gauthier *et al.* (1977) sólo se considera un lado de la distribución de probabilidad. Si la probabilidad acumulada es inferior al 2,5%, las frecuencias comparadas son significativamente diferentes, y se puede afirmar que la actividad de comportamiento es sensible al sustrato al umbral del 5%.

VII.2.2. Análisis para la identificación de hábitat fluviales ideales

En la identificación de arquetipos o modelos de hábitat fluviales –teóricamente ideales para realizar alguna actividad de comportamiento (De Miguel, *et al.*, 1997)– se han utilizado análisis de ordenación (AC) con el fin de sintetizar las pautas de las relaciones entre las características de los tramos fluviales y actividades concretas de comportamiento de las aves (De Miguel, 1989; De Miguel, *et al.*, 1997). Para ello, el río fue descompuesto en un conjunto amplio de variables ambientales, seleccionadas por su destacada influencia sobre las comunidades de aves acuáticas (Capítulo V) y por su rápido y fácil seguimiento en acciones de gestión (Tabla VII. 2). Al ser estas variables fácilmente reconocibles en el campo, los modelos de hábitat elaborados con ellas contienen, además de un elevado valor indicador, un interés concreto en la gestión.

Los tipos de usos de los medios adyacentes a los ríos no han podido ser considerados en estos análisis ya que no se tuvieron en cuenta en los muestreos de las actividades de comportamiento.

Para los análisis, tanto los valores de abundancia de las actividades de comportamiento como los de las variables ambientales se han dividido en tres clases discretas de porcentajes: baja ($< 33\%$), media ($33\%–66\%$) y alta ($> 66\%$), salvo en la variable contaminación aparente del agua, que se divide en las cuatro clases originales, y la presencia o ausencia de azudes.

Los análisis de ordenación se han realizado para cada uno de los grupos taxonómicos de aves (GAT), indistintamente. Para cada grupo se elaboró una matriz con las clases de porcentajes de las actividades de comportamiento (filas) y de las variables ambientales de los tramos fluviales (columnas). Para la elaboración de estas matrices se han considerado los tramos fluviales y las quincenas de muestreo, de manera que cada celda de la matriz expresa el número de tramos/quincenas en que una determinada clase de porcentaje de actividad coincide con una determinada clase de porcentaje de la variable ambiental del tramo.

Hay que señalar que las matrices analizadas carecen de referencia espacial y que la aplicación de un análisis de ordenación sobre ellas actúa como un caso particular de

análisis discriminante, destacando las relaciones más estrechas entre actividades y variables ambientales concretas, por pequeña que sea la intensidad de las mismas (De Miguel *et al.*, 1997). El resultado permite la identificación de modelos ideales de tramos fluviales, a modo de arquetipos o paisajes canónicos (González Bernáldez, 1981), para cada actividad de comportamiento de cada GAT de aves acuáticas.

Tabla VII. 2. Variables en las que se han descompuesto los tramos fluviales (A) para modelizar su relación con las actividades de comportamiento de las aves acuáticas (B).

A) Variables de la estructura y calidad del hábitat fluvial

1. *Generales del cauce*
 - Anchura del cauce
 - Anchura del cauce libre de agua
2. *De la lámina de agua*
 - Anchura de lámina de agua
 - Cobertura de vegetación acuática y flotante
 - Cobertura de vegetación palustre –enea y carrizo–
 - Cobertura de islas permanentes
 - Cobertura de islas temporales
 - Cobertura de zonas de rápidos
 - Presencia / Ausencia de azudes
 - Contaminación aparente de las aguas
3. *De las orillas*
 - Cobertura de pedregales y gravas
 - Cobertura de limos y arenas
 - Cobertura de herbazales
 - Cobertura arbolada (árboles y arbustos)
4. *De los cauces distales*
 - Cobertura de pedregales y gravas
 - Cobertura de limos y arenas
 - Cobertura de herbazales
 - Cobertura arbolada (árboles y arbustos)
 - Cobertura de graveras

B) Actividades de comportamiento de las aves considerados en los muestreos

- Reposo
 - Mantenimiento
 - Desplazamiento
 - Alimentación
 - Reproducción
 - Agresiones
-

VII.3. Resultados y discusión

VII.3.1. Importancia relativa de las actividades de comportamiento

Los resultados señalados en la Tabla VII. 3 muestran la importancia relativa de cada actividad de comportamiento en los GATs de aves acuáticas considerados.

El número total de registros de actividades de comportamiento ha sido de 258.180, de los cuales el 75% ha correspondido a contactos visuales de rálidos y anátidas. La dificultad de visualizar algunos grupos de aves, como somormujos o ciertas garzas, con una conducta frecuentemente evasiva (Fasola & Canova, 1993) y marcada temporalidad (De la Puente *et al.*, 1999), explican los bajos valores obtenidos para ellos.

La alimentación representa la actividad principal en varios grupos de aves, como rálidos, limícolas y somormujos, a la que dedican aproximadamente la mitad de los registros observados (54%, 51% y 47% respectivamente). Por el contrario, garzas/cigüeñas, láridos, cormoranes y anátidas, son los grupos que menos registros dedican a la alimentación en los cursos fluviales (7%, 10%, 16% y 16% respectivamente). Estos grupos son, sin embargo, los que mayor tiempo invierten en el reposo, con porcentajes de registros que superan por lo general el 50%.

El desplazamiento y el mantenimiento son actividades importantes, pero secundarias en todos los grupos. Ciertas especies de anátidas, rálidos (focha común), somormujos y láridos, que utilizan con frecuencia la lámina de agua, realizan frecuentes desplazamientos para no ser arrastrados por la corriente (Johnson *et al.*, 1996). Esto explicaría la importancia relativa que adquiere esta actividad en estas aves con respecto a otros grupos. Los bajos valores de desplazamiento registrados en limícolas se deben probablemente a los criterios utilizados en el muestreo que asociaban esta actividad con la alimentación.

Resulta llamativa la escasa actividad de mantenimiento de somormujos y rálidos. Esta actividad es de vital importancia en las aves acuáticas, ya que permite mantener el plumaje en perfectas condiciones de impermeabilidad. Es posible que estas aves realicen

esta actividad en las áreas más inaccesibles de la vegetación palustre, y por tanto haya limitado su registro en los muestreos.

Tabla VII. 3. Frecuencias y porcentajes de registros de las actividades de comportamiento de cada grupo taxonómico y respecto al total de los registros realizados para el conjunto de todas las aves. En negrita se destacan los porcentajes más altos.

	Anátidas		Rálidos		Limícolas		Somormujos		Garzas/cigüeñas		Láridos		Cormoranes	
Alimentación	14.492	16%	55.081	54%	8.809	51%	3.864	47%	940	7%	1.385	10%	2.042	16%
Desplazamiento	20.665	23%	21.639	21%	304	2%	2.536	31%	41	<1%	2.756	21%	858	7%
Reposo	45.720	50%	17.343	17%	6.004	35%	1.466	18%	8.402	63%	5.738	43%	6.948	56%
Mantenimiento	10.712	12%	6.307	6%	1.976	11%	280	3%	2.778	21%	3.408	26%	2.558	21%
Reproducción	91	<<1%	266	<<1%	161	1%	88	1%	1.052	8%	--	--	--	--
Agresiones	25	<<1%	1.182	1%	126	1%	43	1%	55	<<1%	29	<<1%	4	<<1%
Otras	1	<<1%	3	<<1%	1	<<1%	1	<<1%	--	--	--	--	--	--
- Total	91.706	36%	101.821	39%	17.381	7%	8.278	3%	13.268	5%	13.316	5%	12.410	5%

La actividad reproductora y de eventos agresivos, salvo raras excepciones, no superan el 1% de las observaciones dentro de cada grupo. El comportamiento agresivo en las aves acuáticas está asociado en gran medida a la reproducción, a la defensa del territorio y a la búsqueda de alimento (Mcauley *et al.*, 1998; Shubin, 1999), sobre todo cuando los recursos son limitados (Pöysä, 1983b). Petrie & Petrie (1998) registran en Sudáfrica un incremento de actividades agresivas y de situaciones de alerta durante la época primaveral en el pato suirirí cariblanco (*Dendrocygna viduata*). En nuestro caso, los GATs exclusivamente no reproductores realizan pocas actividades agresivas (<<1%), a diferencia de otros grupos, como limícolas, somormujos y rálidos, que sí crían y se alimentan frecuentemente en los ríos muestreados, y que alcanzan registros próximos al 1%. El grupo taxonómico con mayores valores de agresividad son los rálidos. Se sabe que la focha común es una especie muy territorial y agresiva que defienden el territorio, tanto en zonas de agua abierta como de vegetación emergente, frente a posibles competidores intra o inter-específicos (Pöysä, 1983b).

Existen varios factores que explican la diferente inversión de tiempo de las aves acuáticas en sus actividades fundamentales de comportamiento. Por ejemplo, en el caso concreto de la alimentación, Fasola & Canova (1993) destacan tres causas principales: el peso corporal, el carácter migratorio de la especie y el tamaño de las presas. Estos autores encuentran una relación muy significativa entre una menor masa corporal y una alimentación micrófaga con el tiempo dedicado a la búsqueda de alimento. Summers & Kalejta–Summers (1996) describen también una relación clara entre la masa corporal y el tiempo de alimentación en limícolas.

Para comprobar la hipótesis de la relación del tamaño corporal con la actividad de las aves acuáticas en nuestra zona de estudio, se ha calculado la correlación entre el peso corporal medio de las especies registradas y la inversión de tiempo (expresada en porcentaje de registros) que estas dedican a cuatro actividades fundamentales: alimentación, desplazamiento, reposo y mantenimiento. El peso corporal medio se ha obtenido a partir de Cramp & Simmons (1977, 1980, 1983), seleccionando para ello solo las subespecies susceptibles de encontrarse en el centro de España (Tabla VII. 4). Esta relación se ha testado en primer lugar para toda la comunidad de aves acuáticas fluviales, y particularmente para las limícolas dado el gran número de especies que muestra este grupo y su gran variabilidad de morfotipos.

La Tabla VII. 5 muestra los valores de correlación de Spearman. Se observa una relación inversa y significativa entre el peso corporal medio de las aves y el tiempo dedicado a la alimentación en los ríos para el conjunto de las especies de aves acuáticas. Esta misma relación se aprecia también al considerar las limícolas individualmente, confirmando así lo observado por Summers & Kalejta–Summers (1996). Las especies de mayor peso corporal, como garzas, cigüeñas y cormoranes, dedican más tiempo a actividades diferentes a la alimentación, como sobre todo el reposo, el desplazamiento y el mantenimiento. La relación entre el tamaño corporal y estas actividades es positivo y estadísticamente significativo cuando se considera el conjunto de especies de aves acuáticas. El reposo es, de hecho, la actividad principal en estas aves de mayor tamaño, con registros superiores al 50%.

Tabla VII. 4. Peso medio corporal de las especies de aves acuáticas calculado a partir de los datos reseñados en Cramp & Simmons (1977, 1980, 1983).

Especies	Peso medio (g)	Especies	Peso medio (g)	Especies	Peso medio (g)
Agachadiza común	108,00	Cerceta común	299,29	Garceta común	448,05
Aguja colinegra	290,29	Chorlitejo chico	38,27	Garcilla bueyera	340,25
Alcaraván común	385,25	Chorlitejo grande	58,68	Garcilla cangrejera	251,75
Ánade azulón	1.106,79	Cigüeña blanca	3.479,67	Garza imperial	965,83
Ánade friso	779,09	Cigüeña negra	2.633,33	Garza real	1.351,78
Ánade rabudo	808,39	Cigüeñuela común	175,29	Gaviota reidora	247,80
Andarríos bastardo	61,87	Combatiente	153,82	Gaviota sombría	813,50
Andarríos chico	47,79	Cormorán grande	2418,00	Martinete común	565,57
Andarríos grande	73,59	Correlimos común	46,63	Pato colorado	1.083,33
Ánsar común	3.208,44	Correlimos de Temminck	23,93	Porrón europeo	933,36
Archibebe claro	191,38	Correlimos menudo	25,32	Porrón moñudo	737,36
Archibebe común	135,44	Correlimos zarapitín	63,73	Porrón pardo	553,30
Avefría europea	192,07	Cuchara común	577,31	Silbón europeo	688,61
Avetorillo común	125,29	Focha común	737,53	Somormujo lavanco	957,67
Avoceta común	280,94	Fumarel común	64,26	Zampullín común	217,63
Cerceta carretona	387,43	Gallineta común	300,00	Zampullín cuellinegro	307,73

Tabla VII. 5. Valores de correlación de Spearman entre el peso corporal medio de la especie y la proporción de registros de cuatro actividades de comportamiento de las aves acuáticas en los ríos estudiados.

		Reposo	Mantenimiento	Desplazamiento	Alimentación
<i>Todos los GATs</i>	$r_s(p)$	0,55 (0,001)	0,36 (0,011)	0,49 (0,001)	-0,62 (0,001)
<i>Limícolas</i>	$r_s(p)$	-0,07 (ns)	0,24 (ns)	0,12 (ns)	-0,56 (0,018)

VII.3.2. Patrones de actividad diurna

La distribución de las actividades a lo largo del día es un aspecto ampliamente tratado en estudios clásicos del comportamiento de aves acuáticas (Leiva, 1991; Fasola & Biddau, 1997; Petrie & Rogers, 1997; Petrie & Petrie, 1998; Green *et al.*, 1999; Hötker, 1999). Algunas especies concentran su máxima actividad (alimentación, desplazamiento o agresiones) durante las horas crepusculares (Rojas *et al.*, 1999; Cramp & Simmons, 1977)

o nocturnas (Green *et al.*, 1999). Por el contrario, un gran número de ellas desarrollan conductas activas durante el día (Fasola & Biddau, 1997).

La variedad de situaciones posibles han motivado la búsqueda de patrones o regularidades que sintetizen la distribución de conductas a lo largo del día en una especie o grupo taxonómico concreto (Fasola & Biddau, 1997; Petrie & Rogers, 1997; Petrie & Petrie, 1998). Estos patrones no sólo dependen de las necesidades metabólicas de la especie en cuestión (Kelly & Weathers, 2002), sino que varían notablemente con las condiciones ambientales y climatológicas dominantes en el territorio (Summers & Kalejta–Summers, 1996; Petrie & Petrie, 1998; Leslie, 2001; Guillemain *et al.*, 2002). Un ejemplo estudiado en aves acuáticas es la distribución y duración de la actividad de alimentación en los humedales septentrionales y su relación con la incidencia de la longitud del periodo diurno (Rodway, 1998; Fischer & Griffin, 2000). En estos ambientes, un aspecto que condiciona el tiempo invertido en cada comportamiento es la variación de la longitud del día. Fischer & Griffin (2000) cuantifican la inversión de tiempo del pato arlequín (*Histrionicus histrionicus*), especie invernante en las Islas Aleutianas de Alaska, en la búsqueda de alimento y lo relacionan con el número de horas de luz. Así pues, a finales de invierno, cuando los días se hacen más largos, este pato dedica un mayor número de horas a la alimentación. Ello también parece deberse a las mayores demandas energéticas de la especie al final del invierno, con el fin de acumular suficientes reservas para la migración y garantizar así su regreso a los lugares de cría.

En este apartado analizamos la distribución diaria de seis actividades fundamentales de comportamiento de siete grupos (GATs) de aves acuáticas –anátidas, rálidos, limícolas, somormujos, garzas/cigüeñas, láridos y cormoranes– en los ríos de la cuenca media del Tajo. Hemos decidido utilizar el nivel de GATs en vez del de la especie por su carácter sintético y el elevado número de especies, que alargarían excesivamente la discusión de los resultados. La preferencia de una actividad determinada por algún periodo concreto del día es cuantificada mediante la proporción de individuos que desarrollan esa actividad respecto al total de ellos registrados en ese periodo.

La Figura VII. 1 muestra los patrones diarios –diurnos– de las actividades en cada uno de los grupos de aves, considerando periodos de una hora. El resultado indica marcadas diferencias entre grupos.

En relación a la alimentación, rálidos y somormujos distribuyen esta actividad más homogéneamente a lo largo del día, mientras que otros grupos la concentran en las primeras y/o últimas horas de luz. En el caso de los cormoranes –especie registrada sólo en invierno en el área de estudio– la alimentación tiende a concentrarse en las primeras horas diurnas. Sin embargo, decae considerablemente en las horas centrales del día, coincidiendo con los momentos de mayor insolación, que aprovechan para actividades de reposo, mantenimiento e impermeabilización del plumaje y soleado. La corpulencia de este ave le permite capturar presas de gran tamaño, por lo que con una pequeña dedicación a la búsqueda de alimento satisface sus demandas metabólicas diarias. Esto no ocurre con otras especies piscívoras de menor masa corporal –como los somormujos–, que dedican más horas de luz a la alimentación.

Un grupo que presenta patrones diarios muy nítidos para casi todas las actividades analizadas es el de las anátidas. Las actividades más dinámicas, como es la alimentación y el desplazamiento, muestran cierta tendencia a concentrarse en las primeras y últimas horas del periodo analizado, especialmente al final del mismo en el caso de la alimentación. En general, este patrón se ajusta bastante a lo observado por otros autores (Leiva 1991; Petrie & Rogers 1997; Green *et al.*, 1999). Leiva (1991) describe una pauta diaria de actividad –incluyendo en ella el desplazamiento (asociado o no a la alimentación) y el acicalamiento– de tipo bimodal para el ánade azulón en el río Guadalquivir. En este río, la especie muestra una gran actividad en las primeras y últimas horas diurnas. Similar resultado es descrito por Green *et al.* (1999) para ciertas poblaciones de malvasía cabeciblanca en el Lago Burdur (Turquía). Estos autores asocian la nitidez del patrón bimodal con áreas poco alteradas o contaminadas. En nuestro caso, no podemos asociar este resultado con el grado de contaminación de los ríos de la zona estudiada al no disponer de una variedad suficiente de situaciones.

En nuestros ríos se detecta una escasa dedicación de las anátidas a la alimentación. Únicamente el 16% de los registros de anátidas se corresponden con actividades de este

tipo (Tabla VII. 3). Podría ser que las anátidas en los ríos de la cuenca media del Tajo tuvieran un comportamiento alimentario preferentemente nocturno, lo que explicaría este resultado. Otra explicación es que este grupo de aves desarrolle las actividades de alimentación en humedales o zonas adyacentes a los ríos, dado su elevado grado de alteración y contaminación, aunque este comportamiento no ha sido comprobado en este trabajo.

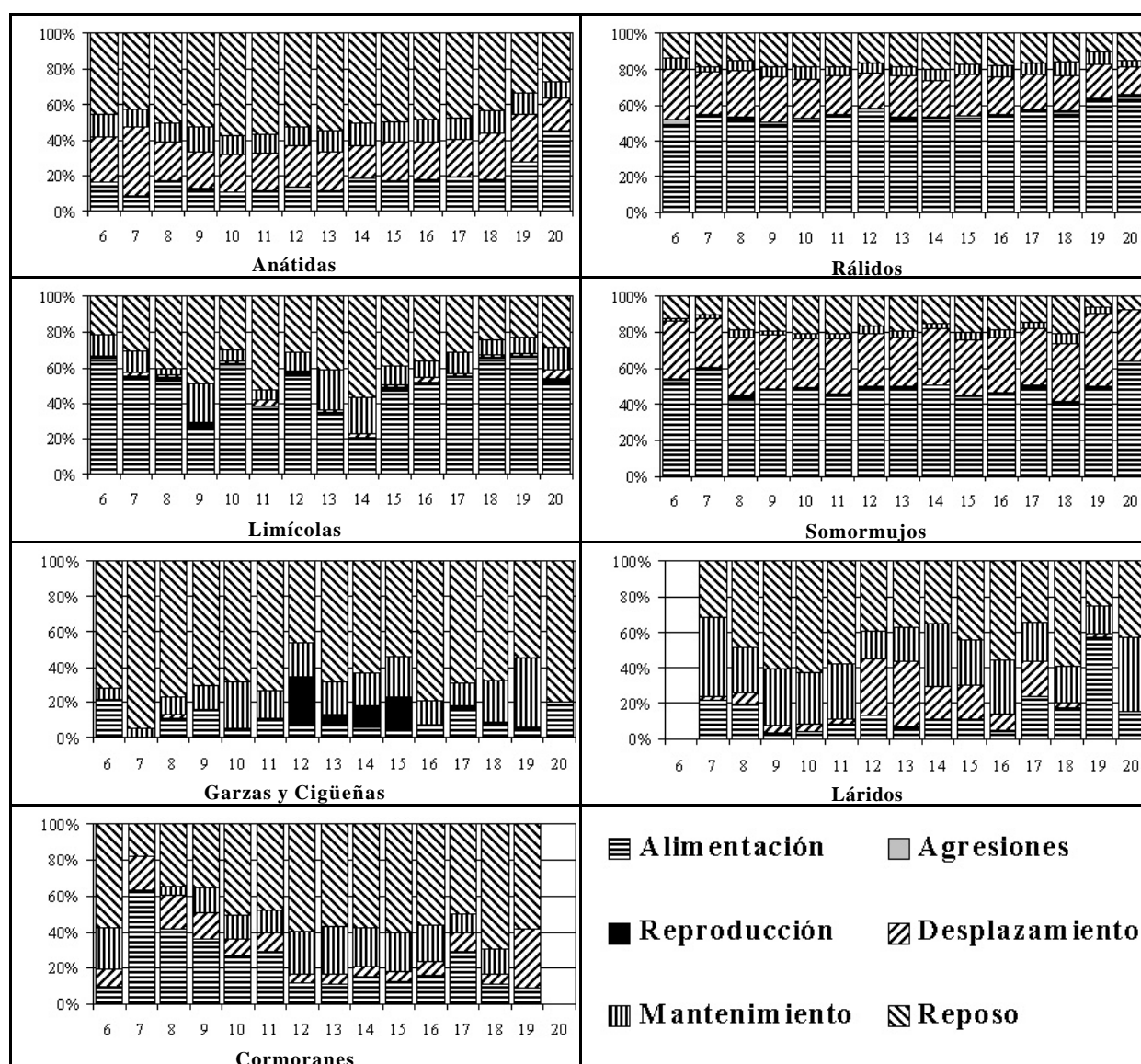


Figura VII. 1. Patrones diarios de actividad diurna de diferentes grupos de aves acuáticas (horas en Greenwich Mean Time).

Los rálidos muestran poca especialización temporal en sus actividades. Es el grupo con mayor uniformidad en sus actividades diurnas. Este grupo dedica mucho tiempo en tareas de alimentación, lo que manifiesta su gran oportunismo alimentario.

Las limícolas también registran elevados valores de tiempo dedicado a la alimentación en los ríos. La frecuencia de registros de esta actividad es dominante, aunque con ciertas fluctuaciones a lo largo del día. Está ampliamente documentado que la alimentación de las limícolas depende de la accesibilidad a los recursos tróficos en función de los niveles de inundación (Pérez-Hurtado y Hortas, 1993; Castro Nogueira *et al.*, 1995; Summers & Kalejta-Summers, 1996; Sanders, 1999). Los ríos estudiados por nosotros sufren un proceso extremo de regulación hidráulica (Aguiló, 1984; De Miguel y Segura, 1998), lo que determina alteraciones marcadas de los niveles de inundación (Molina, 1997), incluso a lo largo de un mismo día. Las limícolas posiblemente adaptan sus patrones de actividad diaria a estas situaciones de fluctuación hidrológica, al igual que ocurre en zonas costeras intermareales (Fasola & Biddau, 1997; Hötter, 1999).

En la mayoría de los grupos taxonómicos estudiados se registran unos valores de la actividad de mantenimiento que resultan constantes a lo largo del día, aunque con diferencias entre los distintos grupos. Algunos grupos, como garzas/cigüeñas, láridos y cormoranes, le dedican mucho tiempo. Para las aves en general, y las acuáticas en particular, la conservación e impermeabilización del plumaje son actividades diarias fundamentales para la supervivencia de los individuos (Petrie & Rogers, 1997). Esto les permite conservar el plumaje en condiciones óptimas para el vuelo y el aislamiento del cuerpo frente al frío y la humedad ambiental. En ciertos grupos, como los cormoranes, esta actividad se concentra en las horas centrales, después de desarrollar una actividad intensa de alimentación.

El porcentaje de registros de aves en actitud de reposo manifiesta diferencias entre los grupos taxonómicos. Las aves de mayor tamaño corporal y alimentación preferentemente piscívora, como cormoranes, garzas y cigüeñas, muestran altos porcentajes, que mantienen a lo largo del día. Otras aves, como rálidos y somormujos, registran valores más bajos, aunque también uniformes. Las limícolas muestran, por el contrario, un patrón muy irregular para esta actividad que podría estar subordinada al

tiempo libre de alimentación, y con ello a las fluctuaciones de los niveles hídricos en los ríos estudiados.

La reproducción es una actividad significativa en garzas y cigüeñas (el 8% de los registros). La mayoría de las especies de este grupo tienen un marcado carácter gregario en la cría, nidificando en zonas muy expuestas a inclemencias climatológicas en los árboles (SEO/BirdLife, 1998c, 2001). Durante las horas centrales del día, es cuando garzas y cigüeñas concentran su actividad reproductora debido probablemente al cuidado del nido por los padres en las horas de mayor riesgo de deshidratación o insolación de los pollos.

La ausencia de láridos en los ríos durante las primeras horas de luz (Figura VII. 1) se debe a que estas especies utilizan como dormideros las zonas húmedas artificiales –graveras y embalses–, y no los ríos (Gómez y De Juana, 1984; Cantos y Asensio, 1990). El comportamiento de este grupo apoya la idea de que las aves acuáticas usan los ríos complementariamente a otros humedales próximos, como graveras inundadas, lagunas, carrizales. Lo mismo puede decirse de otros medios terrestres, como vertederos, cultivos o pastizales. Su gran capacidad de desplazamiento, les permite aprovechar las diferentes ofertas de recursos en todos estos ambientes, aunque exista entre ellos una considerable distancia (Cantos y Asensio, 1990; Blanco *et al.*, 1994).

VII.3.3. Preferencias espaciales de las actividades de comportamiento

El estudio del uso del hábitat por las aves ha sido un objetivo frecuente en los programas de restauración y conservación de los ecosistemas acuáticos (Møller, 1975; Johnson *et al.*, 1996; Green & Hilton, 1998; Leslie, 2001). En las aves acuáticas, las actividades de comportamiento más estudiadas han sido la reproducción (Møller, 1975; Ormerod *et al.*, 1985; Ormerod & Tyler, 1987; Merendino & Ankney, 1994; Briggs *et al.*, 1997; Prenzlów & Lovvorn, 1997; Rodway, 1998; Valkama *et al.*, 1998), la alimentación (Green, 1998a; Green & Hilton, 1998; Fischer & Griffin, 2000; Marsden & Bellamy, 2000) y la búsqueda de refugio (Pöysä, 1983b; McKinnon & Duncan, 1999; Lapointe *et al.*, 2000; Sovada *et al.*, 2000). Estos trabajos muestran la gran plasticidad de muchas especies de aves acuáticas en el uso de ambientes que cambian en el tiempo. Por el contrario, otras

especies tienen comportamientos muy especializados, que hacen difícil su adaptación a ambientes fluctuantes como los ríos.

En cualquier caso, las aves encuentran ambientes más o menos favorables para desarrollar cada una de sus actividades fundamentales. La preferencia o percepción peculiar que tienen del paisaje explican, en buena medida, la probabilidad de encontrarlas en un ambiente concreto, realizando una actividad concreta. El conocimiento y, en su caso, la modelización de estas preferencias tienen interés para la gestión de las comunidades y de los hábitat. Éste es el objetivo principal de los siguientes apartados, en los que se caracterizan las preferencias de las actividades principales de comportamiento de las aves acuáticas (alimentación, reposo, desplazamiento, mantenimiento, reproducción y conductas agresivas) por diferentes microambientes (sustratos) en los que se han subdividido los tramos fluviales (Tabla VII. 1).

Los datos utilizados han sido los 257.640 individuos de aves acuáticas, para cada uno de los cuales se registró la actividad de comportamiento y el sustrato o microambiente en el que la realizaban. Los análisis se han referido a cada uno de los siete grupos de afinidad taxonómica –GATs– considerados en los apartados anteriores: anátidas, rálidos, limícolas, somormujos, garzas/cigüeñas, láridos y cormoranes.

La Tabla VII. 6 da idea para cada GAT de sus preferencias por los distintos tipos de sustratos considerados. Como era de esperar, los sustratos inundados, constituidos por la lámina de agua lateral y central y la vegetación acuática, son los que acogen una mayor cantidad de aves (el 68%). La zona de agua lateral es la que acumula la mayor cantidad de registros. De acuerdo a la naturaleza dinámica de los ríos, las aves parecen preferir estas zonas laterales de la lámina de agua donde la velocidad del caudal es menor (Cuplin, 1986; De Pedraza, 1996; Giller & Malmqvist, 1998). La menor profundidad de estas zonas facilitaría también a las aves acuáticas acceder a los recursos alimentarios, tanto acuáticos como bentónicos (Pöysä, 1983a; Sanders, 1999; Guillemain *et al.*, 2000b). En el otro extremo, el sustrato menos utilizado por las aves acuáticas en los ríos son las zonas palustres. No obstante, el escaso registro de individuos en estos ambientes no debe ser interpretado como una importancia reducida de los mismos, sino que parece deberse más a la dificultad de detectar a las aves en medios tan tupidos como los carrizales.

Los sustratos estrictamente terrestres (zonas arboladas, herbazales, gravas, pedregales, limos y arenas) acumulan una cuarta parte de los individuos registrados, casi cinco veces más que los encontrados en los sustratos de transición (azudes y zonas palustres). Aunque no se ha podido contrastar con otros estudios, muy probablemente el uso de los sustratos terrestres en ríos por parte de las aves acuáticas sea mayor que en zonas húmedas de naturaleza léntica. Ello respondería a la mayor oferta de esta clase de sustratos en los medios lóticos, dada su configuración lineal (Buckton & Ormerod, 2002).

Las limícolas y garzas/cigüeñas concentran su presencia en los sustratos de naturaleza terrestre (69% y 71% respectivamente), siendo de vital importancia para las primeras los limoso-arenosos y pedregales, y para las segundas los medios arbolados. Esto, como se verá más adelante, responde a actividades de comportamiento particulares: reposo, alimentación, agresiones y reproducción (Pérez-Hurtado y Hortas, 1993; Múrias *et al.*, 1997; SEO/BirdLife, 1998c, 2001).

Tabla VII. 6. Número de individuos de los distintos GATs de aves acuáticas encontrados en los diferentes microambientes identificados en los tramos fluviales.

Sustratos	Anátidas	Rálidos	Limícolas	Somormujos	Garzas- Cigüeñas	Láridos	Cormorán	Todos los GATs
Lámina de agua central	24.738	30.107	1.345	3.320	190	4.727	2.058	66.485
Lámina de agua lateral	40.658	42.044	3.207	4.918	886	1.210	1.296	94.219
Vegetación acuática	6.689	3.335	240	9	896	730	1.956	13.855
Azudes	2.331	3.145	531	0	1.606	3.490	481	11.584
Zonas palustres	1.128	2.545	8	28	217	17	6	3.949
Zonas arboladas	1.284	593	46	0	6.940	249	6.269	15.381
Zonas de herbazales	10.834	10.755	1.846	0	1.482	154	152	25.223
Zonas de grava y pedregales	2.852	5.907	6.134	0	431	273	132	15.729
Zonas de limos y arenas	1.142	3.253	3.904	2	618	2.236	60	11.215
- Total en sustratos acuáticos	72.085	75.486	4.792	8.247	1.972	6.667	5.310	174.559
- Total en sustratos de transición	3.459	5.690	539	28	1.823	3.507	487	15.533
- Total en sustratos terrestres	16.112	20.508	11.930	2	9.471	2.912	6.613	67.548

Otros grupos, como los somormujos, anátidas y rálidos, muestran sin embargo una clara preferencia por los sustratos estrictamente acuáticos. En el caso de los somormujos,

éstos concentran casi la totalidad de sus registros en estos medios. La elevada dependencia de los medios estrictamente acuáticos de los tres GATs citados aparece documentada en la bibliografía, donde se comprueba que incluso la reproducción de muchas de estas aves se haya muy ligada a la propia lámina de agua al construir nidos flotantes con restos vegetales (Cramp & Simmons, 1977, 1980; Calvario e Sarrocco, 1988), minimizando de esta manera la pérdida de puestas por depredadores terrestres (Jobin. & Picman, 1997).

Los cormoranes distribuyen su presencia casi con igual importancia entre sustratos acuáticos y terrestres. La dependencia de estos dos tipos de sustratos viene del uso preferente de la lámina de agua para la alimentación mientras que la de los sustratos terrestres, y especialmente los arbolados, para el mantenimiento y reposo (Blanco *et al.*, 1994).

La Tabla VII. 7 muestra el grado de preferencia de las diferentes actividades de comportamiento de los GATs de aves acuáticas por los tipos de microambientes identificados en los tramos fluviales. La preferencia ha sido calculada utilizando el “perfil de frecuencias corregidas” –PFC– (Godron, 1965). Como valores umbrales se han considerado $> 1,25$ para la preferencia positiva y $< 0,75$ para la preferencia negativa.

Los resultados dan idea de la competencia por el uso del espacio y de la importancia de cada sustrato para la conservación de los grupos de aves. En general, los sustratos definidos como agua central y lateral son, salvo excepciones, zonas muy apreciadas para la alimentación y el desplazamiento en muchos grupos de aves, como garzas/cigüeñas, cormoranes y láridos, siendo los dos primeros de hábitos marcadamente ictiófagos. Estos grupos presentan adaptaciones morfológicas (largas patas en garzas y cigüeñas) o una buena aptitud para la natación (caso de cormoranes y láridos), que les permite alimentarse en la lámina de agua sin ser arrastrados por la corriente. La lámina de agua es también importante en la alimentación de las limícolas, aunque de forma compartida con otros sustratos, como la vegetación acuática y los azudes. Estos últimos cobran también cierto protagonismo en la alimentación de las anátidas.

Los azudes constituyen pequeños represamientos del cauce, practicados por el hombre con el fin de canalizar el agua para riego. En la cuenca media del Tajo son muy abundantes (De Miguel y Segura, 1998), y en ellos el agua rebosa de forma somera y casi

constante por el muro de contención. Ésto permite una alta oxigenación del agua y el paso de la luz hasta el lecho, lo que favorece la colonización de la rampa por un tapete vegetal –dominado mayoritariamente por algas filamentosas– muy característico (De la Cruz, 1994). Este tapete vegetal forma un sustrato de fijación idóneo para los macroinvertebrados (Noordhuis *et al.*, 2002), y en consecuencia una importante fuente de alimentación para las aves acuáticas. Esto es particularmente importante en las anátidas, sobre todo en las especies no buceadoras, como el ánade azulón. Los azudes son zonas que cumplen otras funciones en otros grupos de aves acuáticas. Son utilizados con preferencia para el mantenimiento por los cormoranes, anátidas, rálidos y láridos. En ellos, las garzas y cigüeñas y las limícolas desarrollan muchos de sus eventos agresivos, posiblemente como una expresión de su importancia como zonas de recursos. También son importantes cualitativamente en el desplazamiento de estos mismos grupos.

La vegetación acuática y las zonas palustres (carrizales y eneales), cumplen un papel parecido para varios grupos de aves: somormujos, anátidas y rálidos. Estos grupos utilizan con frecuencia este tipo de vegetación para sus actividades de mantenimiento y de reposo. En realidad, todos los grupos de aves acuáticas muestran una preferencia a concentrar el reposo en la vegetación acuática o en la palustre.

La vegetación acuática y las zonas palustres son particularmente importantes para los rálidos, tanto para su reproducción y reposo, como para su mantenimiento. La preferencia de los rálidos por zonas con macrófitos y vegetación acuática se encuentra ampliamente documentada en la bibliografía. Pöysä (1983b) registra esta preferencia en las fochas comunes en lagos de la Europa nórdica y Froneman *et al.* (2001) recomiendan la potenciación de la vegetación acuática para favorecer las poblaciones de rálidos (fochas y gallinetas). Benedict & Hepp (2000) destacan también la importancia de los hidrófitos (*Chara* sp., *Najas* sp. y *Myriophyllum* sp.) para especies de patos de superficie y de la focha americana (*Fulica americana*) en Estados Unidos.

Tabla VII. 7. Número de registros de las actividades de comportamiento de los GATs en los diferentes microambientes en que se subdividieron los tramos fluviales. La intensidad y signo de la relación son indicados mediante símbolos que expresan el valor obtenido al calcular el Perfil de Frecuencias Corregidas (PFC): +++ (PFC > 1,75); ++ (PFC > 1,50); + (PFC > 1,25); - (PFC < 0,75); -- (PFC < 0,50) y --- (PFC < 0,25); la ausencia de símbolo indica indiferencia. En negrita se destacan las sensibilidades positivas significativas ($p < 0,025$) obtenidas mediante el perfil índice.

	Actividades	Agua central	Agua lateral	Sobre veg. acuática	Azudes	Palustres	Zonas arboladas	Zonas herbáceas	Zonas de grava	Zonas de limos
<i>Somormujos</i>	Aliment.	1.631	2.228	1 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	4 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻
	Desplaz.	1.082	1.454	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻
	Reposo	489	954	7⁺⁺⁺	0 ⁻⁻⁻	14⁺⁺⁺	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	2 ⁺⁺⁺
	Manten.	85	187	1 ⁺⁺⁺	0 ⁻⁻⁻	7⁺⁺⁺	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻
	Reprod.	28	57	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	3⁺⁺⁺	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻
	Agresio.	5 ⁻	38⁺	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻
<i>Cormoranes</i>	Aliment.	1.253⁺⁺⁺	759⁺⁺⁺	18 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	12 ⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻
	Desplaz.	493⁺⁺⁺	364⁺⁺⁺	0 ⁻⁻⁻	1 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻
	Reposo	294 ⁻	160 ⁻⁻⁻	1.495⁺	354⁺	5 ⁺	4.387	109⁺	104⁺	40
	Manten.	18 ⁻⁻⁻	13 ⁻⁻⁻	441	126⁺	1	1.880⁺	31	28	20⁺⁺
	Agresio.	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	2 ⁺⁺⁺	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	2	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻
<i>Garzas-cigüeñas</i>	Aliment.	95⁺⁺⁺	450⁺⁺⁺	5 ⁻⁻⁻	129	0 ⁻⁻⁻	2 ⁻⁻⁻	189⁺⁺⁺	46⁺⁺	24 ⁻
	Desplaz.	10⁺⁺⁺	11⁺⁺⁺	0 ⁻⁻⁻	11⁺⁺⁺	1 ⁺	0 ⁻⁻⁻	5	1	2
	Reposo	74 ⁻	385 ⁻	711⁺	1.080	189⁺	4.170	1.033	257	503⁺
	Manten.	10 ⁻	39 ⁻⁻⁻	180	358	27 ⁻	1.700	251	124⁺	89 ⁻
	Reprod.	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	1.051⁺⁺⁺	0 ⁻⁻⁻	1 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻
	Agresio.	1 ⁺	1 ⁻	0 ⁻⁻⁻	28⁺⁺⁺	0 ⁻⁻⁻	17 ⁻	4 ⁻	2	0 ⁻⁻⁻
<i>Anátidas</i>	Aliment.	5.412⁺	7.158	74 ⁻⁻⁻	1.061⁺⁺⁺	19 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	442 ⁻	176 ⁻	123 ⁻
	Desplaz.	7.862⁺	12.484⁺	4 ⁻⁻⁻	70 ⁻⁻⁻	7 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	180 ⁻⁻⁻	34 ⁻⁻⁻	24 ⁻⁻⁻
	Reposo	9.613	18.155	4.969⁺	779 ⁻	776⁺	979⁺⁺	7.731⁺	1.966⁺	732⁺
	Manten.	1.816 ⁻	2.799 ⁻	1.633⁺⁺⁺	421⁺⁺	326⁺⁺⁺	305⁺⁺⁺	2.475⁺⁺⁺	674⁺⁺⁺	263⁺⁺⁺
	Reprod.	30	46	9 ⁺	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	6 ⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻
	Agresio.	5	16⁺⁺	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	2 ⁺⁺⁺	0 ⁻⁻⁻
<i>Rápidos</i>	Aliment.	16.822	24.224	942 ⁻	1.818	456 ⁻	76 ⁻⁻⁻	5.789	2.888	1.940
	Desplaz.	8.884⁺	11.136	29 ⁻⁻⁻	161 ⁻⁻⁻	88 ⁻⁻⁻	20 ⁻⁻⁻	722 ⁻	329 ⁻	263 ⁻
	Reposo	3.455 ⁻	4.934 ⁻	1.512⁺⁺⁺	688⁺	1.077⁺⁺⁺	306⁺⁺⁺	3018⁺⁺	1.673⁺⁺	680
	Manten.	568 ⁻	891 ⁻	810⁺⁺⁺	457⁺⁺⁺	888⁺⁺⁺	190⁺⁺⁺	1173⁺⁺⁺	982⁺⁺⁺	348⁺⁺
	Reprod.	49 ⁻	113	40⁺⁺⁺	0 ⁻⁻⁻	28⁺⁺⁺	1 ⁻	28	5 ⁻	1 ⁻⁻⁻
	Agresio.	329	746⁺⁺	2 ⁻⁻⁻	21 ⁻	8 ⁻	0 ⁻⁻⁻	25 ⁻⁻⁻	30 ⁻	21 ⁻
<i>Limícolas</i>	Aliment.	919⁺	2.062⁺	156⁺	351⁺	1 ⁻⁻⁻	2 ⁻⁻⁻	639 ⁻	2.478	2.201
	Desplaz.	11 ⁻	34 ⁻	3 ⁻	30⁺⁺⁺	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	45⁺	114	67
	Reposo	236 ⁻	762 ⁻	69	115 ⁻	7⁺⁺⁺	39⁺⁺⁺	815⁺	2.788⁺	1.173
	Manten.	175	333	9 ⁻	24 ⁻	0 ⁻⁻⁻	5	332⁺⁺	678	418
	Reprod.	2 ⁻	12 ⁺	1 ⁺	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	11⁺⁺⁺	19	5 ⁻
	Agresio.	2 ⁻⁻⁻	4 ⁻⁻⁻	2	11⁺⁺⁺	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	4 ⁻	57⁺	40⁺
<i>Láridos</i>	Aliment.	578⁺	232⁺⁺⁺	0 ⁻⁻⁻	285	1 ⁻	0 ⁻⁻⁻	6 ⁻	13 ⁻	40 ⁻⁻⁻
	Desplaz.	2.247⁺⁺⁺	394⁺⁺	0 ⁻⁻⁻	51 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	64 ⁻⁻⁻
	Reposo	1.158 ⁻	404	497⁺⁺	2.004⁺	13⁺⁺	177⁺⁺	67	203⁺⁺	1.215
	Manten.	732 ⁻	180 ⁻	231	1.144⁺	3 ⁻	72	81⁺⁺⁺	57	908⁺⁺
	Agresio.	12	0 ⁻⁻⁻	2	6	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	0 ⁻⁻⁻	9 ⁺⁺⁺

Las áreas palustres son importantes para la reproducción y el reposo de los somormujos. Estas áreas son aprovechadas también para el mantenimiento del plumaje. Esta afinidad de los somormujos por carrizales y eneales también ha sido citada en la bibliografía. Ulenaers & Dhondt (1991) registran un crecimiento de la tasa de supervivencia del somormujo lavanco en humedales artificiales conforme aumenta la cobertura de la vegetación palustre, y Osnas (2003) describe una alta preferencia en la ocupación de humedales con alta cobertura de vegetación emergente por diversas especies de somormujos.

Los sustratos estrictamente terrestres suelen ser poco preferidos por las aves acuáticas para la alimentación. Como hemos visto, la búsqueda de alimento por estas aves se concentra en sustratos básicamente acuáticos, o de transición agua–tierra, y en los azudes. Sólo garzas y cigüeñas muestran preferencia por herbazales y zonas con gravas y piedras para buscar el alimento, por lo general batracios, reptiles e insectos terrestres (Cramp & Simmons, 1977).

Los sustratos terrestres son, sin embargo, preferidos mayoritariamente para actividades de reposo y mantenimiento. En el caso de las zonas arboladas, hay que destacar su importancia para estas actividades y también su papel insustituible en otras como la reproducción de garzas/cigüeñas que concentran por completo esta actividad en las zonas arboladas. En la zona de estudio, estas aves nidifican en tarayales y alamedas próximas a las orillas fluviales, llegando a constituir grandes colonias (SEO/BirdLife, 1998c, 2001; obser. pers.).

Las zonas herbáceas cumplen un importante papel en la alimentación de garzas y cigüeñas, pero también para el descanso de limícolas, rálidos y anátidas. Las limícolas utilizan con preferencia estas zonas en su reproducción. Valkama *et al.*, (1998) destacan la utilización de los herbazales para la alimentación y la reproducción en el zarapito real *Numenius arquata*. La vegetación herbácea de talla alta y alejada de zonas arboladas parece minimizar las tasas de depredación en esta especie. Este efecto protector de la vegetación frente a los depredadores también se ha citado en otras especies reproductoras, como las anátidas (Durham & Afton, 2003).

Limos y arenas cumplen un papel parecido al resto de los sustratos terrestres. Curiosamente, estas áreas no muestran una alta relación con la alimentación de las limícolas, aunque registran un gran número de individuos de este grupo. Esto es debido a que estas aves se alimentan en sustratos limosos o arenosos, pero cubiertos por una somera lámina de agua, y por tanto incluidos en los sustratos de tipo acuático (lámina de agua lateral).

VII.3.4. Caracterización de hábitat fluviales ideales

No son numerosos los trabajos científicos que relacionan el comportamiento de las aves acuáticas con características del medio físico (Ulenaers & Dhondt, 1991; Bélanger *et al.*, 1998; Green & Hilton, 1998; Marsden & Bellamy, 2000). Estos trabajos aportan valiosa información, pero de manera muy fragmentada y sin integrarla en un único contexto espacial que destaque las principales relaciones entre los componentes del territorio y las diferentes actividades de comportamiento de las aves. El paisaje, entendido como la expresión fenosistémica o perceptible de un conjunto de relaciones ecológicas subyacentes (González Bernáldez, 1981), constituye un marco conceptual y espacial adecuado para estudiar este conjunto de relaciones. Este marco de estudio, más amplio y ecológico, es fundamental para realizar una buena planificación y gestión de la biodiversidad de los ríos, que permite aplicar de una forma más objetiva las medidas sobre recuperación de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos superficiales requeridas por la actual directiva marco de aguas de la UE (Consejo de la Comunidades Europeas, 2000).

En este apartado se identifican los componentes del paisaje fluvial que inciden con preferencia sobre las diferentes actividades de comportamiento de las comunidades de aves acuáticas. La reunión de dichos componentes permite elaborar unos modelos o arquetipos de paisajes fluviales que serían los teóricamente ideales para desarrollar unas actividades concretas. Estos modelos de hábitat ideal varían según el grupo taxonómico considerado. Se parte de la hipótesis de que las aves no distribuyen sus actividades de manera aleatoria en el territorio, sino que estas responden a las características ambientales de los tramos

fluviales donde se realizan y en concreto a la percepción que las aves tengan del territorio. Éste puede ser dividido en un conjunto de componentes (Tabla VII. 8), cuya importancia para las actividades de comportamiento de las aves es identificada utilizando un enfoque metodológico multivariante.

Tabla VII. 8. Clases de las variables ambientales (A) y de las actividades de comportamiento de las aves acuáticas (B) utilizadas en la construcción de los modelos de hábitat fluviales ideales. Se indican los códigos utilizados en las representaciones gráficas y los rangos que definen cada clase.

Variables / actividades	Códigos (clases)	Rangos
<i>A) Clases de variables de la estructura y calidad del hábitat fluvial</i>		
<i>- Generales del cauce</i>		
Anchura del cauce	Anch.Cauce (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Anchura del cauce libre de agua	CauceSeco (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
<i>- De la lámina de agua</i>		
Anchura de lámina de agua	Anch.Agua (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Cobertura de vegetación acuática y flotante	Veg.Acu. (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Cobertura de vegetación palustre	Palus. (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Cobertura de islas permanentes	IslaPerm. (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Cobertura de islas temporales	IslaTemp. (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Cobertura de zonas de rápidos	Rápi. (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Azudes	Azud. (S – N)	Presencia – Ausencia
Contaminación aparente del agua	Cont. (1 – 2 – 3 – 4)	Baja – Media – Alta – Muy alta
<i>- De las orillas</i>		
Cobertura de pedregales y gravas	Pedr.Orilla (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Cobertura de limos y arenas	Limo.Orilla (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Cobertura de herbazales	Herb.Orilla (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Cobertura arbolada árboles y arbustos	Arb.Orilla (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
<i>- De los cauces distales</i>		
Cobertura de pedregales y gravas	Pedr. (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Cobertura de limos y arenas	Limo. (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Cobertura de herbazales	Herb. (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Cobertura arbolada árboles y arbustos	Arb. (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Cobertura de graveras	Grav. (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
<i>B) Clases de actividades de comportamiento de las aves considerados en los muestreos</i>		
Reposo	Ro (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Mantenimiento	M (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Desplazamiento	D (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Alimentación	Al (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Reproducción	Rr (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%
Agresiones	Ag (1 – 2 – 3)	< 33% – 33% a 66% – > 66%

Para la elaboración de los modelos de hábitat ideales se realizó un análisis de

ordenación (análisis de correspondencias –AC–) aplicado sobre matrices de coincidencias (tramo/quincena) entre clases de un conjunto de variables ambientales en que se subdividió previamente el tramo fluvial y clases de frecuencias de actividades de comportamiento realizadas por las aves en los tramos (Tabla VII. 8). Cada celdilla de las matrices expresa el número de coincidencias de cada clase concreta de actividad de comportamiento con cada clase concreta de una determinada variable ambiental.

Las matrices anteriores se han elaborado y analizado para cada uno de los siete grupos taxonómicos de aves acuáticas: somormujos, cormoranes, garzas/cigüeñas, anátidas, rálidos, limícolas y láridos. El análisis de ordenación realizado sobre estas matrices es utilizado aquí como un caso particular de análisis discriminante, que destaca las relaciones positivas entre las variables ambientales y las actividades más asociadas a ellas, por pequeña que sea la relación (Benzecri, 1970). Estas relaciones son detectadas por la cercanía de las clases de ambos tipos de variables en el plano factorial definido por las dos primeras dimensiones de la ordenación (De Miguel *et al.*, 1997). Las relaciones entre actividades y variables ambientales cobran así sentido ecológico, al posicionarse dentro de los gradientes detectados por cada una de las dimensiones principales de la ordenación. Estos gradientes han sido caracterizados utilizando las clases de las variables ambientales con mayores valores de contribución absoluta del análisis.

La Tabla VII. 9 muestra las clases de las variables ambientales que mejor caracterizan los gradientes recogidos por las dos primeras dimensiones de los análisis de correspondencias. El porcentaje de varianza acumulada por ambos ejes es muy alta en todos los grupos de aves: 85,2% en rálidos, 80,3% en somormujos, 79,2% en láridos, 74,5% en garzas y cigüeñas, 65,7% en cormoranes y 58,3% en limícolas.

La Figura VII. 2 (A–G) muestra los planos factoriales (dimensiones I y II) obtenidos para cada uno de los siete GATs de aves acuáticas. En ellos se modelizan numérica y gráficamente los paisajes ideales o más asociados a cada una de las actividades de comportamiento de las aves acuáticas en los ríos. La interpretación de estos planos se realiza también considerando los gradientes ambientales caracterizados en la Tabla VII. 9.

Tabla VII. 9. Variables del hábitat fluvial que mejor caracterizan las dos primeras dimensiones de la ordenación de actividades de comportamiento de las aves acuáticas. Se incluyen los valores de contribuciones absolutas de las clases de las variables (ver códigos de las variables en la Tabla VII. 8).

GATs	Dimensión I				Dimensión II			
	Extremo –		Extremo +		Extremo –		Extremo +	
Somormujos	Anch.Cauce2	3,9	Herb.1	20,4	Arb.Orilla3	8,7	Cont.2	7,8
	Herb.3	2,5	Herb.Orilla1	19,7	Herb.Orilla1	8,3	Arb.2	6,7
	Arb.3	2,4	Anch.Agua1	13,5	Anch.Agua3	6,8	Arb.Orilla1	6,3
	Herb.Orilla3	2,3	Arb.1	11,0	Pedr.2	6,5	Anch.Cauce1	5,8
	Anch.Agua2	2,0	Anch.Cauce1	10,5	Herb.1	5,8	Veg.Acu.3	4,6
Cormoranes	Anch.Agua3	14,0	Grav.2	14,5	Herb.Orilla2	2,1	Anch.Cauce1	30,4
	IslaTemp.2	8,8	Pedr.2	11,6	IslaPerm.2	1,7	Cont.2	27,9
	Azud.S	7,5	Arb.Orilla1	8,5	Arb.Orilla3	1,6	IslaTemp.3	7,2
	Palus.1	6,0	Pedr.Orilla2	5,2	IslaTemp.2	1,4	Pedr.Orilla2	5,5
	Arb.Orilla3	2,9	Anch.Agua2	4,7	Cont.1	1,1	Arb.Orilla1	5,3
Garzas/cigüeñas	Arb.Orilla3	2,1	Anch.Agua1	18,6	Arb.2	15,8	Arb.Orilla3	8,1
	Anch.Agua3	1,9	Herb.Orilla1	18,0	Pedr.3	8,5	Herb.Orilla1	7,4
	Anch.Cauce2	1,7	Anch.Cauce1	9,7	Arb.Orilla1	6,7	Herb.1	6,6
	Arb.3	1,4	Herb.1	8,4	Limo.Orilla2	5,3	Anch.Agua3	5,0
	Azud.S	0,8	Arb.1	5,7	Pedr.2	4,5	Arb.3	2,4
Anátidas	Arb.1	14,6	Anch.Cauce2	5,8	Herb.Orilla1	16,5	Cont.3	14,8
	Anch.Agua1	10,2	Arb.3	5,2	Herb.1	13,4	Arb.Orilla1	8,1
	Anch.Cauce1	8,6	Anch.Agua2	2,2	Arb.Orilla3	6,3	CauceSeco3	7,9
	Herb.1	7,9	Cont.1	2,1	Rápi.2	3,8	Anch.Cauce3	6,4
	Herb.Orilla1	6,9	Herb.3	1,9	Palus.3	3,5	Herb.2	1,9
Rálidos	Anch.Cauce2	5,4	Herb.Orilla1	14,7	Pedr.Orilla3	13,9	Cont.2	12,1
	Arb.3	4,1	Herb.1	14,5	Herb.Orilla1	8,4	Palus.1	7,8
	Anch.Agua2	3,1	Anch.Agua1	11,2	Cont.1	6,9	Cont.3	5,0
	Herb.3	3,1	Arb.1	10,7	Palus.3	6,7	Anch.Cauce1	3,8
	Herb.Orilla3	2,2	Anch.Cauce1	8,5	Herb.1	3,9	Arb.Orilla1	3,7
Limícolas	Cont.1	3,3	Cont.3	15,9	Herb.Orilla1	12,7	Herb.2	8,9
	Arb.Orilla3	2,3	Herb.1	11,4	Veg.Acu.2	8,8	CauceSeco3	7,8
	Arb.3	2,1	Arb.1	7,8	CauceSeco2	8,2	Arb.1	5,7
	Herb.3	2,0	Herb.Orilla1	7,2	Arb.2	5,6	Anch.Cauce3	5,5
	Palus.3	1,9	CauceSeco2	6,3	Cont.3	4,3	Rápi.2	3,9
Láridos	Cont.2	14,1	Cont.1	5,9	Arb.1	4,0	CauceSeco3	21,9
	Arb.1	10,3	Arb.3	5,4	Anch.Cauce1	3,5	Pedr.Orilla2	12,1
	Anch.Cauce1	9,2	Palus.3	3,9	IslaTemp.2	3,3	Cont.3	12,1
	Anch.Agua1	8,8	Anch.Agua3	3,2	Anch.Agua1	2,2	Anch.Cauce3	10,5
	Arb.Orilla1	7,0	Anch.Cauce2	2,9	Cont.2	1,6	Arb.2	7,3

Somormujos (Figura VII. 2–A): Este grupo es muy particular en su comportamiento que, como se ha destacado en apartados anteriores, difiere mucho del resto de las aves

acuáticas. La actividad de estas aves se concentra en sustratos estrictamente acuáticos, aunque con cierta dependencia de zonas palustres para la reproducción. Ésto se confirma en estos resultados. La primera dimensión del análisis de ordenación segrega las actividades de alimentación, desplazamiento y agresiones del resto de las actividades. Esta diferenciación se relaciona con un gradiente de cobertura vegetal y de anchura del cauce (Tabla VII. 9). Mientras que las primeras prefieren hábitat fluviales ideales con cauces estrechos, escasa lámina de agua y escasa cobertura de vegetación, las segundas seleccionan lo contrario, es decir, cauces más amplios y alta cobertura de vegetación. El primer conjunto de variables podría informar indirectamente de la presencia de cauces profundos, con escasa superficie inundada, ligados seguramente a una mayor densidad de ictiofauna, que explicaría los altos porcentajes de alimentación alcanzados en estos hábitat por los somormujos.

Para el reposo, el mantenimiento y la reproducción, los somormujos prefieren cauces amplios y alta cobertura de vegetación arbolada y herbácea. Sin embargo, los hábitat ideales para estas dos actividades no son iguales y en su diferenciación interviene el segundo gradiente de variación recogido por la ordenación. Este gradiente segrega cauces algo contaminados y con presencia de vegetación acuática (mantenimiento) de otros con arbolado, gravas y vegetación palustre (reproducción y reposo).

De los resultados se desprende que la contaminación fluvial tiende a limitar la actividad alimentaria en los somormujos, pero no afecta a otras actividades como el mantenimiento. Lo primero puede estar asociado a la falta de recursos tróficos –peces principalmente– en aquellas zonas contaminadas. Por otro lado, la reproducción aparece asociada a hábitat con alta cobertura de vegetación palustre, tal y como ya se había detectado en anteriores apartados.

Cormoranes (Figura VII. 2–B): En este grupo, los hábitat ideales para las actividades de comportamiento están bien caracterizados por el primer gradiente de la ordenación. Éste responde esencialmente al carácter más o menos pedregoso de los cauces y orillas, a la cobertura de la vegetación arbolada y a la amplitud de la lámina de agua (Tabla VII. 9). En este caso, la alta pedregosidad de los cauces (extremo positivo) se asocia a la existencia de

graveras con lámina de agua, mientras que la alta amplitud de la lámina de agua (extremo negativo) se asocia a la presencia de azudes. Éste segundo carácter aparece junto a una elevada cobertura arbolada (en orillas) y a islas temporales. El resultado muestra que, salvo la alimentación, todas las actividades de comportamiento de este grupo están muy ligadas a embalsamientos de agua, en este caso ocasionados por la construcción de azudes, siendo esta acción humana favorecedora de la presencia de estas aves. La existencia de islas temporales y abundantes árboles en las orillas de los cauces con azudes permite el desempeño de actividades de soleado y mantenimiento del plumaje y de dormidero (Blanco *et al.*, 1994). También la alimentación muestra cierta dependencia de otras actividades humanas como son en este caso las graveras inundadas. Éstas forman parte esencial del modelo de hábitat ideal para esta actividad, junto a una escasa vegetación arbolada. En las graveras es donde concentran la captura de peces, con preferencia al propio río. Blanco *et al.* (1994) hacen referencia a la escasa aportación de alimento que los ríos de la cuenca media del Tajo tienen para el cormorán grande debido a su exigua fauna piscícola (ver también Doadrio *et al.*, 1991; Carmona *et al.*, 1999). Otros trabajos, como los de Montes (1993) y Roblas y García-Avilés (1997), apoyan también esta misma idea. La presencia de antiguas graveras inundadas permitiría suplir esta carencia de recursos tróficos al concentrar una mayor cantidad de peces en un espacio reducido.

Garzas/cigüeñas (Figura VII. 2–C): En este caso, al igual que en el grupo anterior, la actividad de alimentación aparece bien segregada del resto en el plano de ordenación por el primer gradiente ambiental. Este gradiente es, en algunos aspectos, parecido al primero de los cormoranes, segregando cauces en relación a la cobertura de vegetación arbórea y la amplitud de la lámina de agua. Cuando ésta es alta, se asocia también a la existencia de azudes (Tabla VII. 9).

El hábitat ideal para la alimentación presenta escasa cobertura herbácea y arbolada, además de cauces y lámina de agua estrechos. Estas características fluviales parecen maximizar las capturas de peces y de otros animales terrestres (reptiles o micromamíferos) por parte de estas aves (Cramp & Simmons, 1977). El resto de las actividades se asocian idealmente a hábitat fluviales muy diferentes, con altas coberturas de arbolado –tanto en

orillas como en cauces–, elevada amplitud de la lámina de agua –debido a la existencia de azudes– y presencia de islas, tanto permanentes como temporales. Al igual que en cormoranes, los azudes cobran un gran protagonismo en el conjunto de actividades de este grupo, salvo en la alimentación. La vegetación arbolada y las islas son determinantes en actividades como el reposo, el mantenimiento y la reproducción, al ser en este tipo de sustratos donde las garzas y cigüeñas ubican sus colonias de cría en los ríos y donde reposan de una manera más resguardada (SEO/BirdLife, 1998c, 2001; Bancroft *et al.*, 2002).

Anátidas (Figura VII. 2–D): Varias actividades de comportamiento de las anátidas aparecen bien segregadas en el plano de ordenación, mostrando diferentes hábitat ideales. El mantenimiento se diferencia bien del resto de actividades, siendo la primera dimensión del análisis la responsable de esta segregación. Esta dimensión representa un gradiente relacionado con la cobertura de vegetación en los cauces y con la amplitud del cauce y de la lámina de agua (Tabla VII. 9). El mantenimiento de las anátidas prefiere tramos con ancha lámina de agua y cauces arbolados que cubren un también abundante estrato herbáceo. Esta situación ideal se asocia con un buen estado de conservación del agua, denunciada por la variable “escasa contaminación aparente”.

Del resto de actividades, localizadas en el extremo opuesto de esta dimensión, la alimentación se diferencia del reposo, agresiones y reproducción. La segunda dimensión permite explicar bien esta diferencia. Este eje parece relacionarse sobre todo con aspectos hidráulicos como el caudal del río y, consecuentemente, con la concentración de contaminantes (Tabla VII. 9). Así, la alimentación de anátidas prefiere cauces amplios pero poco inundados (posiblemente por escasos caudales) y asociados a aguas muy contaminadas. El reposo, las agresiones y la reproducción se concentran sin embargo en cauces más estrechos y arbolados y con presencia de vegetación palustre. Es sabido que la alimentación de ciertas anátidas muestra una gran afinidad por aguas con alta contaminación orgánica. Este aspecto ha sido muy destacado en la bibliografía (Johnson *et al.*, 1996; Green & Hilton, 1998; Marsden & Bellamy, 2000), y se justifica por la dependencia de algunas especies de anátidas (especialmente las más generalistas, como el

ánade azulón) por aguas eutrofizadas que favorecen una gran biomasa de macroinvertebrados bentónicos, sobre todo en estado larvario. Por otra parte, la vegetación palustre juega un papel crucial durante la época de cría de las anátidas, probablemente al ofrecer protección a las hembras durante la incubación y a los pollos nidífugos (Blanco *et al.*, 1996). En nuestro caso, la agresividad de las anátidas se asocia a la actividad reproductora y no a la de alimentación, lo que podría indicar una mayor competencia en este grupo de aves por zonas de nidificación y menos por los recursos tróficos.

Rálidos (Figura VII. 2-E): Este grupo taxonómico muestra un elevado grado de oportunismo, que se expresa en una escasa variedad de hábitat ideales. Sólo dos de ellos se asocian al conjunto de actividades de comportamiento, si bien es posible discriminar entre los ambientes preferidos por la alimentación del resto de actividades. Tanto la primera como la segunda dimensión participan en esta segregación. La primera de ellas recoge un gradiente muy parecido al de las anátidas, donde la vegetación herbácea y arbórea desempeñan un importante papel (Tabla VII. 9). Sin embargo, la discriminación de actividades por este gradiente no es suficiente y es necesario recurrir al segundo para segregar los dos hábitat ideales descritos. Este gradiente está relacionado con variaciones de contaminación aparente del agua y de cobertura de vegetación palustre. Al igual que en las anátidas, en los rálidos la alimentación se asocia nuevamente a cauces poco inundados con alta contaminación orgánica y escasa cobertura arbolada en orillas. En este caso, sin embargo, no es posible caracterizar bien la anchura del cauce. El resto de actividades prefieren cauces estrechos, caracterizados por aguas limpias, con escasa lámina de agua y poca cobertura herbácea y arbolada, aunque con abundante vegetación palustre. Estas zonas poco alteradas son fundamentales para el desarrollo de casi todas las actividades de este grupo, menos la alimentación.

Resulta llamativa la escasa importancia que la cobertura arbolada de los tramos fluviales tiene para el desarrollo idealizado de las actividades de comportamiento de este grupo de aves. El papel que la vegetación arbórea tiene en otros GAT parece ser sustituida aquí por el protagonismo de la vegetación palustre.

Limícolas (Figura VII. 2–F): En este grupo se identifican tres hábitat ideales para cuya caracterización es necesario recurrir a las dos dimensiones del plano factorial. La primera de ellas recoge un gradiente de contaminación aparente del agua y de cobertura vegetal asociadas a una variación de la anchura del cauce. Estas variables segregan bien los ambientes ideales para el reposo y la reproducción del resto de actividades. Este grupo, junto con los somormujos, son los únicos en los que el hábitat ideal para la alimentación no se diferencia claramente del de otras actividades.

La alimentación, el mantenimiento y los eventos agresivos ocupan una posición cercana al centro del plano factorial, lo que imposibilita detectar con claridad las variables que construyen el modelo de hábitat ideal. Sólo por contraposición a las variables que caracterizan el extremo opuesto de la primera dimensión, es posible imaginar que dichas actividades muestran cierta preferencia por cauces con elevada cobertura de vegetación arbórea y herbácea y escasa contaminación aparente. El resultado no asocia con claridad la alimentación de estas aves con cauces cubiertos por limos y arenas, posiblemente porque muchos de estos están cubiertos por agua allí donde estas aves se alimentan (aspecto ya destacado en anteriores apartados). Por otro lado, esta asociación de actividades, y de manera semejante a somormujos, permite relacionar los eventos agresivos de las limícolas con la competencia por los recursos tróficos en mayor medida que por las áreas de nidificación, es decir, lo contrario que ocurría en anátidas.

Para discernir los hábitat ideales del reposo y de la reproducción, hay que recurrir al gradiente definido por la segunda dimensión de la ordenación (Tabla VII. 9). Este gradiente recoge matices dentro de un ambiente de cauces con una amplia superficie no inundada y escasa cobertura herbácea y arbolada. Sólo el grado de contaminación y la presencia de rápidos diferencia los hábitat ideales de ambas actividades. Así, el reposo se asocia a cauces anchos y poco inundados, pero con presencia de rápidos, mientras que la reproducción prefiere cauces también poco inundados pero con aguas muy contaminadas. Puede decirse que para ambas actividades, las limícolas seleccionan hábitat en los que predomina el componente terrestre respecto al acuático (lámina de agua), tal y como ponían de manifiesto los valores de PFC en este grupo (ver apartado VII.3.3).

Láridos (Figura VII. 2–G): Al igual que cormoranes, no incluye especies reproductoras en los ríos durante el periodo de estudio. En este grupo es posible identificar tres modelos de hábitat fluvial, asociados a tres tipos o grupos de actividades: alimentación, desplazamiento y resto de actividades. Su caracterización requiere recurrir a las dos dimensiones del plano factorial. La primera de ellas segrega la alimentación y el desplazamiento del resto de actividades. Los hábitat ideales para las dos primeras actividades se diferencian por la segunda dimensión de la ordenación.

El eje principal expresa un gradiente de alteración de los cauces, tanto por su cubierta arbolada como por la calidad del agua (Tabla VII. 9). Este eje enfrenta tramos fluviales muy contaminados y con ausencia de vegetación, asociados a actividades de alimentación y desplazamiento, a hábitat bien conservados, con escasa contaminación aparente del agua y abundante vegetación arbolada y palustre en los que se concentran el resto de actividades –reposo, mantenimiento y agresiones–. Estos últimos hábitat posiblemente constituyan áreas puntuales localizadas en un ambiente general más degradado, habitual en estas aves.

Los modelos fluviales ideales para la alimentación y el desplazamiento aparecen segregados por la segunda dimensión de la ordenación. Esta dimensión separa tramos fluviales de acuerdo a la amplitud del cauce y a su relación con la lámina de agua (Tabla VII. 9). Así, el hábitat ideal para la alimentación se construye con cauces anchos no inundados, limos en cauces distales y una alta contaminación aparente. Una vez más, la alimentación se asocia a ambientes fluviales muy alterados, con alta contaminación por residuos orgánicos. Aunque en Madrid los vertederos son la fuente principal de alimento para estas aves (Gómez y De Juana, 1984; Cantos y Asensio, 1990), la presencia de residuos y detritus orgánicos en el agua llegan a constituir una fuente suplementaria de alimento para los láridos. El desplazamiento se asocia a tramos fluviales parecidos al anterior, también contaminados y con alta cobertura de limos, pero con cauces más estrechos y escasa lámina de agua. Estas características posiblemente les hace menos indicados para la alimentación de estas aves al contener menos restos orgánicos disponibles.

Del conjunto de resultados obtenidos anteriormente para todos los GATs de aves acuáticas en los ríos estudiados, es posible extraer una serie de regularidades.

Se registra una alta adaptación de ciertas comunidades de aves acuáticas, en especial de las más oportunistas, a los elevados niveles de contaminación detectados desde hace años en los cursos bajos de los ríos de la Comunidad de Madrid y Toledo (Aguiló, 1984; Mejón, 1993; CEDEX, 1995; CHT, 1997). Esta adaptación ha favorecido la dominancia de unas pocas especies generalistas en las comunidades fluviales, entre las que destacan los láridos (gaviota reidora), los rálidos (gallineta común) y las anátidas (ánade azulón).

En cualquier caso, varias actividades fundamentales de comportamiento de algunos GATs de aves acuáticas se asocian a tramos fluviales contaminados y en otros casos a ciertas construcciones humanas como azudes y antiguas graveras ahora inundadas. No obstante, hay que hacer notar que la dependencia que estas actividades tienen de estos usos humanos podría estar motivada por la escasez de recursos suficientes ofrecidos por los ríos de la zona de estudio, que en general presentan un grado alto de contaminación al estar próximos a asentamientos humanos muy poblados y frecuentes infraestructuras.

Respecto a la vegetación de ribera, también son evidentes ciertas confluencias en la percepción del paisaje por las comunidades de aves. Las especies con hábitos arborícolas, como las garzas/cigüeñas y cormoranes (Blanco *et al.*, 1994; SEO/BirdLife, 1998c, 2001), muestran una dependencia del sustrato arbóreo muy marcada para muchas de sus actividades, como el reposo, el mantenimiento y la reproducción. La importancia de esta vegetación para los GATs indicados es crucial, ya que permite el desarrollo de estas actividades minimizando el riesgo de depredación. Cuando estos hábitos arborícolas no son posibles en las aves, debido a evidentes limitaciones morfológicas de las especies (Castro *et al.*, 2000), la función protectora debida al sustrato arbóreo es suplida por otros tipos de vegetación como la palustre, que juega un papel esencial en GATs como somormujos y rálidos, pero también importante en actividades concretas de otros grupos como las anátidas.

La amplitud de la lámina de agua, y su importancia relativa respecto al cauce, marca el comportamiento dominante en bastantes grupos, especialmente de aquellos mejor

adaptados a la natación, como láridos, cormoranes y anátidas. Estas especies, que tienen una gran flotabilidad, dedos palmeados y patas en posiciones retrasadas respecto al cuerpo, hacen un uso constante de láminas de agua anchas, a menudo asociadas a la presencia de remansamientos por azudes o por la presencia de graveras en el mismo cauce fluvial. En el agua, estas aves concentran comportamientos de alimentación (caso del cormorán grande) o de reposo y mantenimiento (láridos y anátidas). Desempeñar estas actividades en la zona central de una lámina de agua extensa les permite aumentar la seguridad ante depredadores terrestres. La seguridad también se ve favorecida por el uso de islas, temporales o permanentes. Esto sucede también en especies poco adaptadas a la natación como las garzas y cigüeñas.

Un resultado que se repite con frecuencia en la mayoría de los grupos de aves acuáticas, es la preferencia de la actividad de alimentación por hábitat ideales diferentes a los asociados al resto de actividades. Sólo en limícolas y somormujos no se observa este patrón.

Figura VII. 2 A–G. Esquemas de los hábitat fluviales ideales para las diferentes actividades de comportamiento de cada grupo de afinidad taxonómica (GAT) de aves acuáticas. Los hábitat ideales son obtenidos mediante análisis de ordenación realizados sobre matrices de clases de actividades de comportamiento x clases de variables del hábitat fluvial donde se desarrollan. Los hábitat ideales para cada tipo de actividad se enmarca así en un contexto ecológico definido por los dos gradientes principales de la ordenación.

Figura VII. 2–A. Somormujos

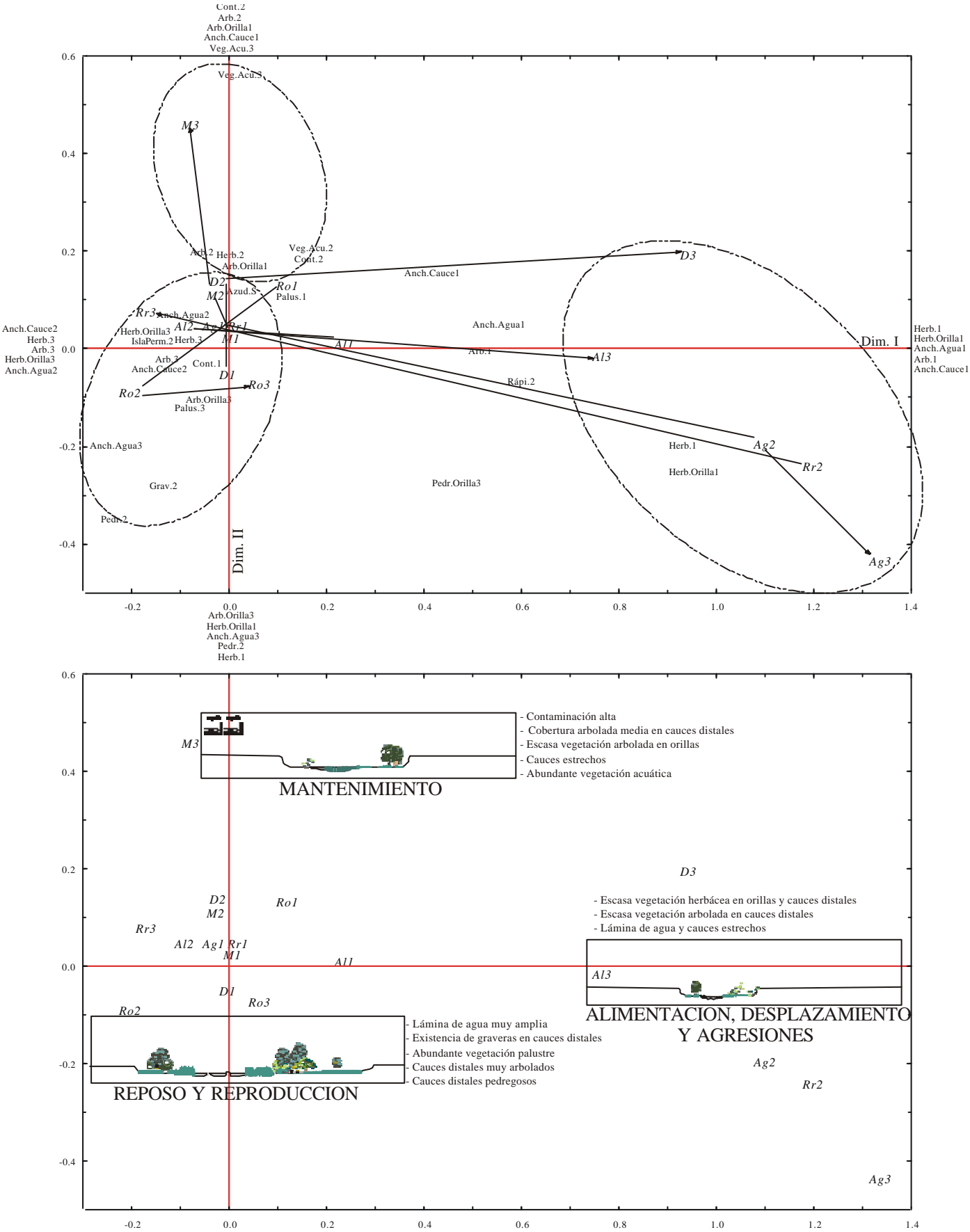


Figura VII. 2–B. Cormoranes

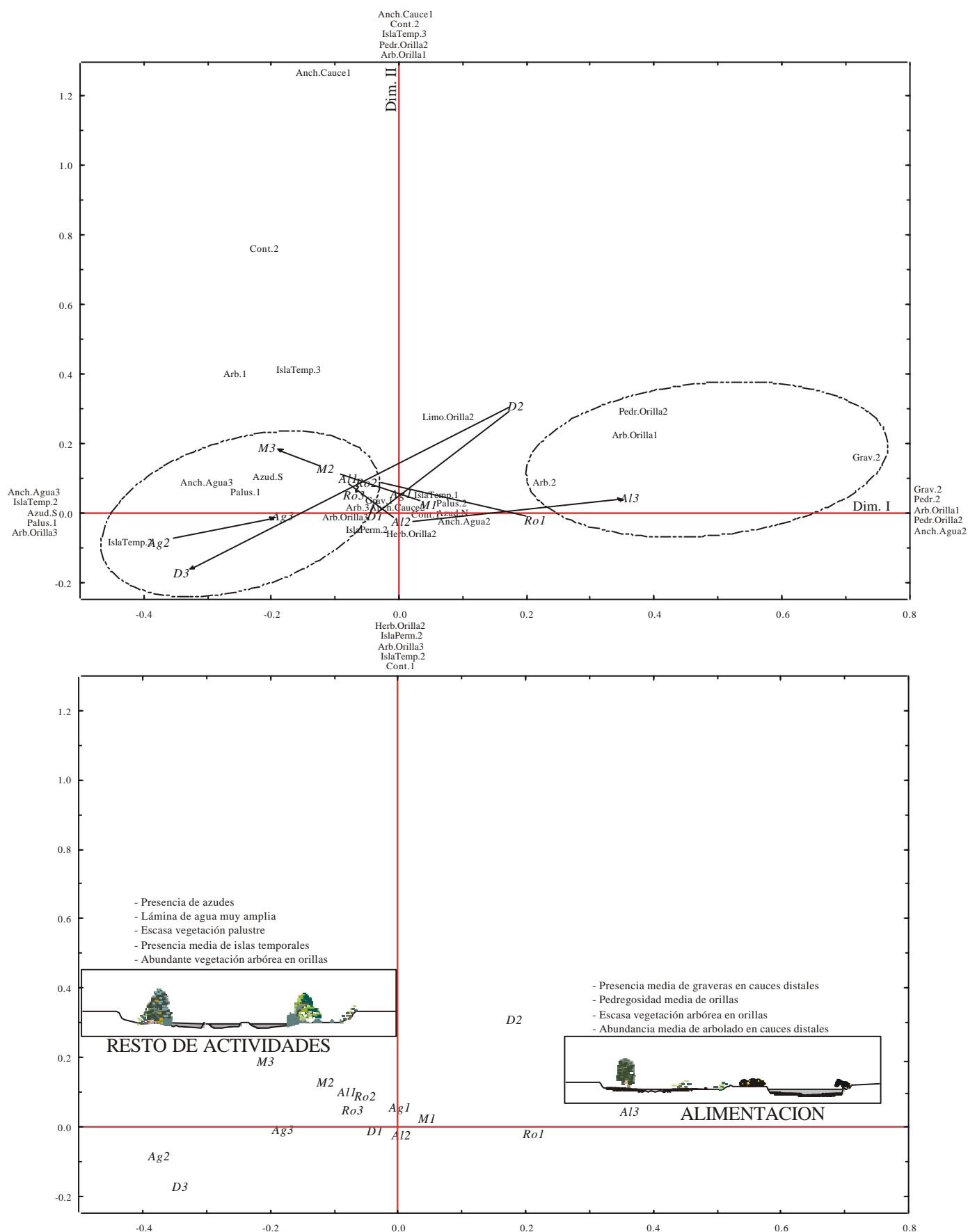


Figura VII. 2–C. Garzas/cigüeñas

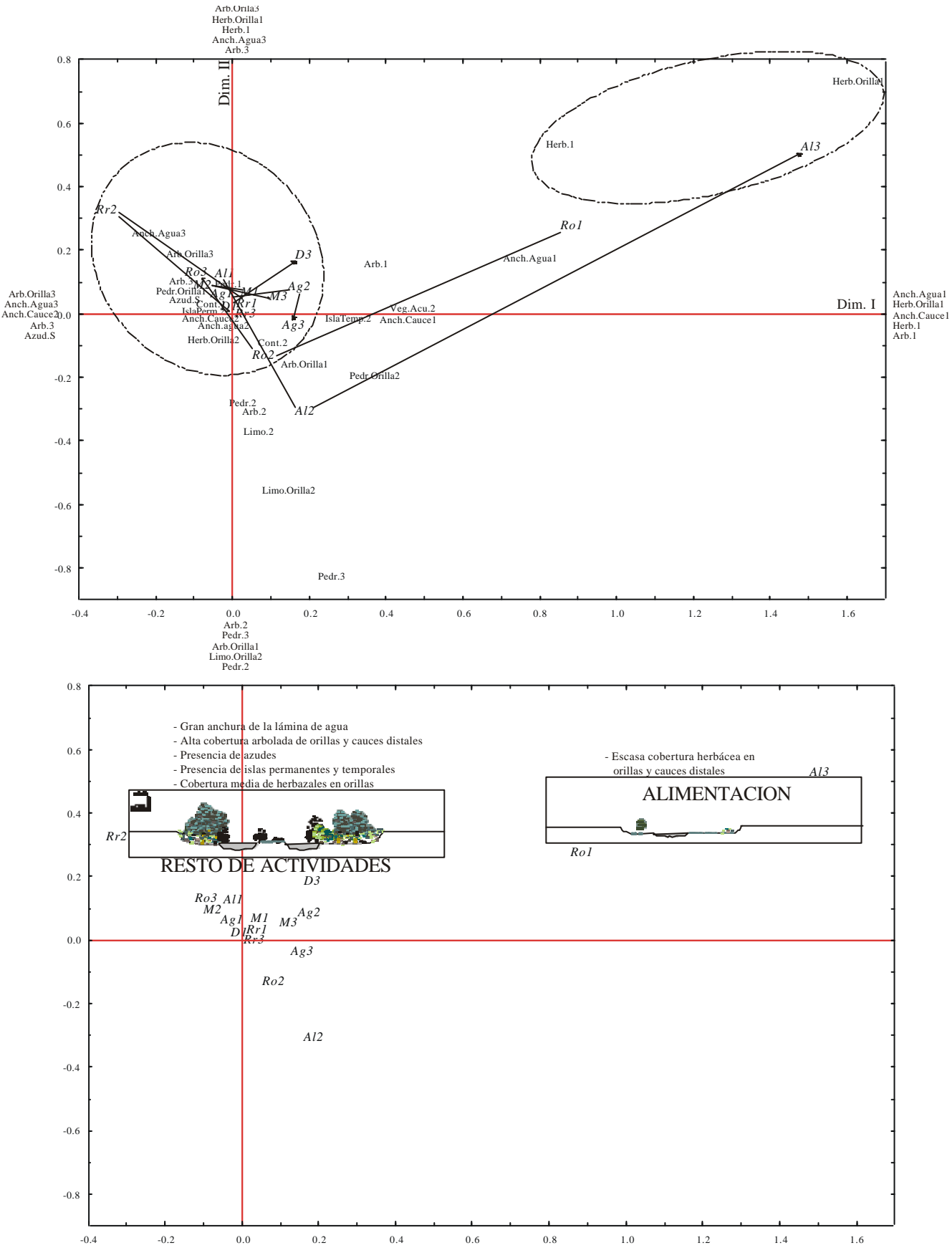


Figura VII. 2–E. Rápidos

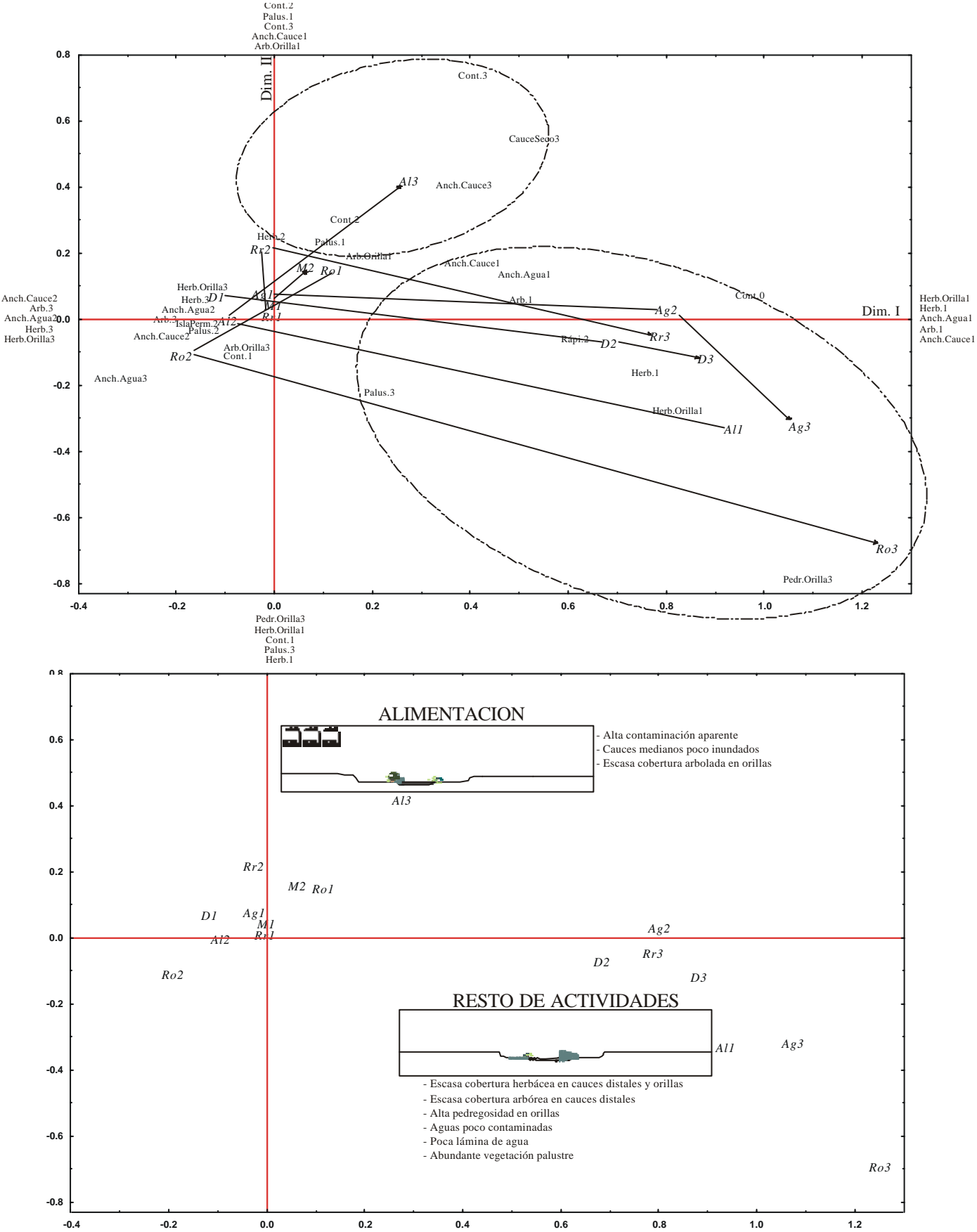
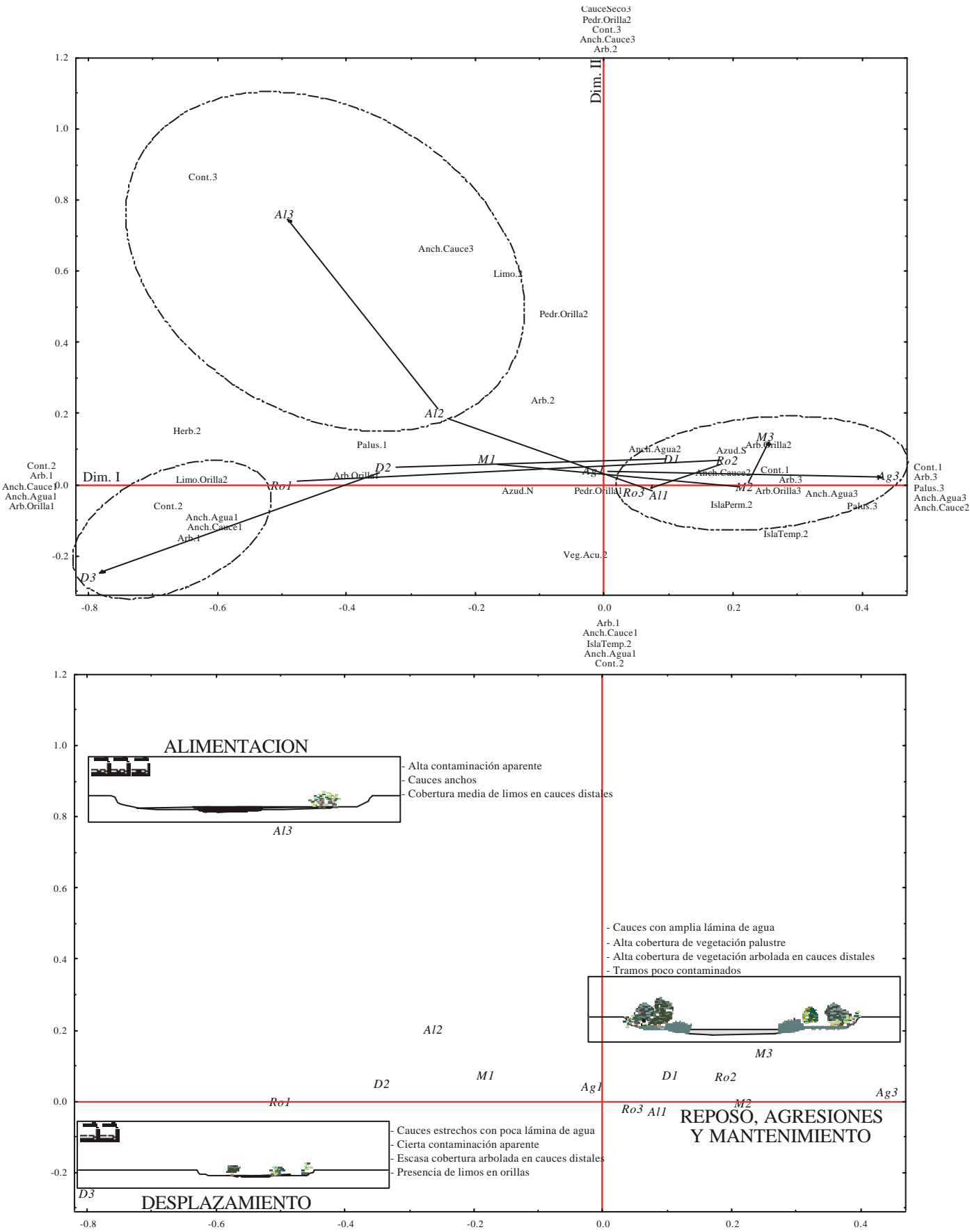


Figura VII. 2–G. Láridos



VII.4. Conclusiones

La alimentación constituye la actividad principal en los ríos para las limícolas, rálidos y somormujos. El comportamiento más frecuente en el resto de los grupos es el reposo. Estas dos actividades suman en la mayoría de los GATs más del 65% de los registros. El mantenimiento y el desplazamiento son las siguientes actividades más frecuentes, siendo la reproducción y los eventos agresivos casi anecdóticos.

Se ha podido constatar una relación inversa entre el tamaño corporal medio del conjunto de las aves acuáticas y el tiempo dedicado a la alimentación. Este resultado coincide con los obtenidos por otros autores en comunidades de aves acuáticas de medios no fluviales (Fasola & Canova, 1993; Summers & Kalejta–Summers, 1996).

Aunque los eventos agresivos han sido muy escasos, su estudio podría aportar una información valiosa para evaluar situaciones de competencia y de limitación de recursos para determinados grupos de aves en el desarrollo de ciertas actividades. En nuestro caso, esta actividad se asocia con mayor preferencia a la reproducción y en menor medida a la alimentación.

Se han identificado los patrones diarios de actividad de las aves acuáticas. En general, la mayoría de los grupos taxonómicos manifiestan estrategias diferentes en la distribución de las tareas a lo largo del periodo diurno. Ciertas especies, como las anátidas, concentran la actividad de alimentación en las primeras y últimas horas del día. Otras como el cormorán grande, especie ictiófaga, lo hacen en la mañana. Los rálidos y somormujos presentan un patrón de alimentación uniforme a lo largo del día. En el resto de los grupos de aves, los registros de alimentación en los ríos son muy escasos y sus patrones poco claros. Estas diferentes estrategias, junto con el uso diferenciado de los sustratos disponibles en los ríos –aspecto que se aborda también en este capítulo–, permiten a las comunidades de aves minimizar la competencia por el alimento, a pesar de que muchas de ellas coinciden en el tipo de alimentación y de que los recursos en algunas ocasiones son muy limitados –por ejemplo, la escasez de ictiofauna en muchos de los cursos bajos de los ríos estudiados (Doadrio *et al.*, 1991; Carmona *et al.*, 1999)–.

En relación al uso que las aves acuáticas hacen de los microambientes que ofrecen los tramos fluviales, se observa que ciertos grupos, como los somormujos, hacen un uso casi exclusivo de los sustratos acuáticos (lámina de agua). Sin embargo otros como limícolas, cormoranes, garzas y cigüeñas, usan frecuentemente sustratos terrestres de tipo limoso, pedregoso o con amplias zonas arboladas. No obstante, en muchos grupos taxonómicos (cormoranes, anátidas, limícolas, láridos, garzas y cigüeñas), la lámina de agua desempeña un importante papel en su alimentación. La presencia de azudes es de importancia para la alimentación de ciertos grupos como las anátidas. Es de destacar la trascendencia de las zonas arboladas para la reproducción de garzas y cigüeñas, siendo este tipo de sustrato el mayoritario donde desarrollan esta actividad vital. La vegetación palustre y acuática es también esencial en la reproducción de somormujos y de rálidos, y en general para el reposo de la mayoría de los grupos de aves acuáticas.

Se han identificado los hábitat fluviales canónicos (ideales) para las actividades de comportamiento de cada GAT de aves acuáticas en los ríos. La caracterización de estos arquetipos o modelos de hábitat ha permitido constatar la dependencia de algunos de estos grupos de aves de cauces contaminados. Es el caso de la alimentación de las anátidas, láridos y rálidos que muestran una gran afinidad por tramos fluviales contaminados. Este hecho, descrito en la bibliografía (Johnson *et al.*, 1996; Green & Hilton, 1998; Marsden & Bellamy, 2000), demuestra la situación de oportunismo de algunas especies no ictiófagas, ya que estas últimas (como somormujos, cormoranes y garzas y cigüeñas) requieren de ambientes fluviales poco contaminados o alterados como así consta en los resultados de este estudio. Los tramos de aguas contaminadas son preferidos en otros casos para actividades distintas de la alimentación, como el mantenimiento de somormujos o incluso la reproducción de limícolas, si bien esta asociación “ideal”, podría tener una explicación casual.

Las actividades de comportamiento de algunos grupos de aves acuáticas están asociadas a la presencia de construcciones humanas, de las cuales parecen depender. Es, por ejemplo, el caso de la asociación de actividades de reposo, mantenimiento e, incluso, reproducción de cormoranes y garzas/cigüeñas, con tramos que combinan la presencia de azudes e islas fluviales. Éstos últimos parecen garantizar un ambiente más seguro para

estas aves. El efecto favorecedor de actividades humanas en los ríos es notable en los cormoranes, que asocian su alimentación a la presencia de antiguas graveras inundadas donde, seguramente, encuentran una mayor densidad de peces (Montes, 1993). Aunque la relación de estos grupos de aves con el uso humano es una realidad, podría estar motivada por la inexistencia en los ríos de recursos suficientes para el desarrollo de sus actividades vitales, aspecto éste probable en unos ríos como los estudiados, sometidos a situaciones generales de degradación por la cercanía de importantes núcleos urbanos y de extensas áreas cultivo.

En los modelos de hábitat ideales descritos, la cubierta vegetal juega un papel muy importante en el desarrollo de las actividades de casi todos los grupos de aves acuáticas. Proporciona ambientes donde reposar o criar (papel de la vegetación palustre en rálidos, somormujos) y permite la ubicación de los nidos (papel de la vegetación arbórea en garzas/cigüeñas). En general, la vegetación arbolada y la anchura de la lámina de agua son componentes esenciales para explicar las preferencias de las actividades de comportamiento en casi todos los grupos de aves acuáticas.

VIII. Conclusiones generales

VIII.1. De interés teórico

En los ríos estudiados se han registrado, a lo largo de un periodo anual completo, 56 especies de aves acuáticas. Limícolas, anátidas y garzas/cigüeñas han sido los Grupos de Afinidad Taxonómica (GATs) mejor representados, con 23, 13 y 9 especies respectivamente. Los rálidos son el GAT con mayor abundancia de individuos (más de 39% del total), pero repartidos en sólo 3 especies.

La riqueza de aves acuáticas registrada en este estudio es mayor que la registrada en los censos invernales de los 25 humedales catalogados en toda la Comunidad Autónoma de Madrid (CM), aunque la abundancia total de individuos es muy superior en estos últimos. El resultado da idea de la importancia los ríos en la conservación de estas aves y la necesidad de progresar en el conocimiento de su ecología e interés avifaunístico.

La contaminación orgánica de los ríos (sólidos en suspensión y DBO) promueve una pérdida de riqueza y de diversidad de aves acuáticas, favoreciendo, sin embargo, una clara dominancia de algunas especies oportunistas. Este efecto es similar al observado en procesos de eutrofización en otras comunidades biológicas distintas a las aquí contempladas. Los mayores valores de riqueza y diversidad biológica se registran en tramos fluviales de aguas menos contaminadas y más alejados de los grandes núcleos urbanos.

Aunque no se ha encontrado una relación significativa entre la contaminación del agua y la abundancia total de aves, es patente el poder atractor que tienen algunos tramos fluviales muy concretos (sobre todo de láridos). Este estudio explica este papel atractor por las propiedades extrínsecas de estos tramos, que constituyen zonas de paso entre sumideros de contaminación (grandes vertederos) y áreas de refugio (lagunas artificiales que actúan como dormideros de algunas aves). Esta peculiar circunstancia amplía notablemente el efecto atractor de aves oportunistas que potencialmente tienen los tramos de aguas contaminadas.

La composición de las comunidades de aves acuáticas de los ríos muestra también una clara relación con los aspectos anteriores, identificándose en la zona de estudio dos grandes áreas fluviales con comunidades muy diferentes y con distinta distancia y grado de influencia de los principales vertidos urbanos. Un área corresponde a los tramos más contaminados de los ríos Manzanares y Jarama, que reciben más directamente los vertidos de la ciudad de Madrid. En estos tramos predominan especies oportunistas y estacionales como láridos y limícolas. El segundo área está fragmentada espacialmente en dos subzonas: una constituida por los tramos poco contaminados del río Henares –situados aguas arriba de los vertidos de la ciudad de Madrid–, y otra que contiene los tramos del Tajo, muy alejados de estos vertidos. En ambas subzonas abundan anátidas y somormujos. El resultado pone de manifiesto la existencia de un proceso natural y gradual de recuperación de las comunidades de aves frente a la contaminación del agua (y posiblemente también a la alteración del hábitat fluvial), proporcional a la distancia a los grandes focos de vertido.

A una escala de mucho detalle temporal (quincenal), los valores de riqueza, diversidad y abundancia de aves acuáticas en los ríos manifiestan una notable variación a lo largo del año, relacionada con el comportamiento migratorio de muchas de sus especies. Los periodos migratorios post y prenupcial son los de mayor valor naturalístico, siendo en quincenas de la época reproductora donde se registran los valores más bajos de la mayoría de esos parámetros. No obstante, esta variación sólo es perceptible cuando se analiza a esta escala de detalle temporal, pero no cuando se consideran grandes estaciones anuales. En este caso, la alta heterogeneidad interna de cada estación anula la existencia de diferencias significativas en los valores de riqueza y diversidad biológica.

La variación anual de los valores de diversidad biológica responden con preferencia a cambios en la equitatividad de las comunidades y poco a cambios en la riqueza de las mismas.

Las comunidades de aves acuáticas en los ríos estudiados muestran una máxima segregación temporal de la composición de sus especies que se ajusta a un patrón de grano grueso, diferenciándose dos periodos anuales muy contrastados: primavera/verano y

otoño/invierno. Esta división en dos periodos segrega mejor las comunidades que la frecuente división en tres periodos anuales utilizada en la mayoría de los estudios de aves: fase de invernada, reproducción y postnupcial. El resultado es coherente con lo esperado en un clima marcadamente estacional como el mediterráneo continental.

Aunque la composición de especies y de GATs entre los mencionados periodos anuales es la más diferente de las encontradas, sin embargo, a esta escala de detalle no existen diferencias significativas ni en la riqueza, ni en la diversidad biológica, ni en la dominancia de las comunidades aves acuáticas. Sólo la abundancia es significativamente mayor durante el otoño/invierno. En esta época, los grupos más característicos son cormoranes, anátidas, somormujos y láridos, que incluyen especies invernantes muy abundantes o sedentarias en la zona. La primavera/verano está caracterizada por garzas/cigüeñas y limícolas, que incluyen especies nidificantes que abandonan los ríos después de la reproducción o bien especies que los utilizan de paso en sus movimientos migratorios.

La distribución espacial de las comunidades de aves acuáticas en los ríos analizados es explicada en gran medida por la anchura de la lámina de agua y por el tipo de vegetación y usos de las orillas y zonas adyacentes a los cauces. La respuesta espacial a estos factores es casi idéntica cuando se considera como unidad de análisis la especie o el Grupo de Afinidad Taxonómica (GAT). Los métodos empleados han permitido caracterizar sintéticamente los dos tipos de hábitat fluviales más contrastados de la zona. Por un lado, hábitat de tipo “arbóreo/acuático”, por lo general bien conservados, con ancha lámina de agua, alta cobertura arbórea y cultivos en medios adyacentes, preferidos por las anátidas. Y por otro, hábitat de tipo “limoso/terrestre”, por lo general con aguas más contaminadas, lámina de agua estrecha, escasa vegetación arbórea y pastizales en las zonas adyacentes, preferidos por especies más oportunistas de limícolas y láridos.

Los modelos de hábitat fluvial antes mencionados caracterizan también las principales diferencias observadas en las tendencias de variación espacio-temporal de las comunidades de aves acuáticas. Los resultados ponen de manifiesto la imposibilidad de conceder mayor importancia a la dimensión espacial o la temporal, al contrario que sucede

en otros estudios de aves acuáticas. Esto es debido a la estrecha relación existente entre ambas dimensiones, que en ambos casos dependen en gran medida del mayor o menor caudal de los ríos y, en consecuencia, del resto de variables del hábitat asociadas a este cambio (anchura de la lámina de agua, afloramiento de limos, cobertura relativa del cauce por la vegetación, etc.). Las diferencias de caudal son posibles tanto entre tramos fluviales diferentes en una misma época del año como entre los mismos tramos en épocas diferentes. Esta circunstancia explica la alta redundancia entre las dos dimensiones comentadas, que explican conjuntamente la distribución espacio-temporal de las comunidades de aves.

La existencia de grandes tipos de comunidades de aves acuáticas identificados en función de sus preferencias espaciales y espacio-temporales es independiente de su valor naturalístico, expresado en términos de riqueza y de diversidad biológica. La composición de especies de estos grandes tipos no se asocia en términos generales a un mayor o menor valor de conservación. Esto es debido a la notable heterogeneidad interna de muchos de estos grupos y al reemplazo de especies experimentado entre los diferentes periodos de máxima segregación anual. En cualquier caso, parece que la escala a la que actúan los procesos ecológicos que explican la distribución de estas comunidades es distinta a la de los que regulan los valores de diversidad biológica. Estos últimos dependen sobre todo de la cobertura relativa de la vegetación y de suelo descubierto de los cauces, de la anchura de la lámina de agua y de la presencia de rápidos y de islas temporales o permanentes en cada uno de los tramos fluviales.

Se ha observado una clara influencia de los usos humanos presentes en las zonas adyacentes a los cauces de los ríos sobre la composición de las comunidades cercanas de aves acuáticas. Este resultado apoya la idea de considerar a estas zonas adyacentes, junto a sus usos actuales, como partes integrantes y esenciales del concepto de ecosistema fluvial. La circunstancia ha permitido simular matemáticamente el efecto que sobre estas comunidades tendría la modificación de algunos de estos usos: restauración de la cubierta arbolada, promoción de cultivos y promoción de pastizales para la ganadería. A estos escenarios simulados se ha añadido la eliminación total de la cubierta arbolada de las orillas. Los resultados predicen el efecto de dichos cambios sobre la composición de las comunidades de aves acuáticas y sobre su abundancia, en cada uno de los tramos fluviales

considerados en el estudio. La restauración de la cubierta arbolada en las zonas adyacentes y la eliminación total de esta cubierta en las orillas de los cauces son los escenarios que manifiestan unos cambios más regulares pero contrarios entre si. Mientras que el primero favorece a especies de anátidas y/o somormujos, indicadoras de cauces mejor conservados y aguas menos contaminadas, el segundo favorece a especies oportunistas de limícolas y láridos, indicadoras de cauces más alterados y contaminados. Aunque ninguno de los escenarios simulados manifiesta cambios significativos sobre la riqueza ni sobre la diversidad alfa de las comunidades de aves, los dos antes comentados ocasionarían una pérdida de diversidad beta en el conjunto de la zona de estudio.

El estudio ha permitido caracterizar la importancia y preferencias espaciales de las distintas actividades fundamentales de comportamiento de las aves acuáticas en los ríos. En general, la alimentación y el reposo son las actividades más frecuentes, siendo la primera más importante en limícolas, rálidos y somormujos y la segunda en el resto de grupos. Los patrones diarios de estas actividades muestran claras diferencias según los GATs considerados.

Para cada GAT de aves acuáticas se ha identificado y caracterizado el modelo de hábitat ideal para realizar cada actividad de comportamiento. En este sentido, es destacable la importancia manifestada por ciertas construcciones humanas, como azudes, islas artificiales y graveras inundadas, para el desarrollo de actividades como la alimentación o incluso la reproducción de algunos grupos de aves. Esta conclusión debe interpretarse con cautela y relacionarla con la posible insuficiencia de recursos o hábitat naturales por la degradación generalizada de los ríos estudiados.

VIII.2. Aplicadas a la gestión ambiental

La elevada riqueza y diversidad biológica de aves acuáticas registrada en los ríos estudiados, superior a la de los humedales catalogados en toda la Comunidad de Madrid

(CM), recomienda una mayor consideración de estos ecosistemas como posibles espacios protegidos para las aves. Los resultados de este trabajo aportan suficientes argumentos para promover la catalogación y protección de ciertos tramos fluviales como zonas húmedas de carácter fluvial, de acuerdo a la normativa regional sobre humedales de la CM (Ley 7/1990, de protección de embalses y zonas húmedas).

La composición y diversidad biológica de las comunidades de aves acuáticas de los tramos fluviales son buenos indicadores de la contaminación orgánica de sus aguas. La adopción de medidas dirigidas a restaurar tramos con altos valores de sólidos en suspensión y de Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), contribuirán a aumentar la abundancia, riqueza y diversidad biológica de estos tramos.

La existencia de tramos fluviales que cortan flujos horizontales de aves acuáticas entre zonas de intensa alimentación (como vertederos) y zonas de intenso refugio (dormideros), aumenta considerablemente la probabilidad de que dichos tramos se conviertan en sumideros de estas aves, en especial de especies oportunistas (como láridos). Esta peculiar circunstancia espacial hace que algunos de estos tramos, por lo general con aguas contaminadas, mantengan valores muy altos de riqueza de especies y abundancia total de individuos. Esta situación debe considerarse excepcional en la gestión de los ríos ya que es contraria al patrón general observado en la zona que relaciona inversamente el grado de contaminación del agua con los mencionados parámetros estructurales.

Los resultados de este trabajo aconsejan considerar, como mínimo, dos grandes periodos anuales (primavera/verano y otoño/invierno) en el estudio y seguimiento de las comunidades de aves acuáticas en los ríos. Es en estos dos periodos en los que es posible identificar las comunidades de aves acuáticas más diferentes en su composición específica. Actualmente, y de acuerdo a los compromisos internacionales de especies migradoras, el seguimiento de estas aves se realiza casi exclusivamente durante el periodo de otoño/invierno (SEO/BirdLife, 1998a).

El reemplazo de especies producido entre los dos periodos anuales antes mencionados, mantiene un valor naturalístico de los ríos, expresado en términos de riqueza y diversidad biológica de aves acuáticas, similar en ambos periodos. La alteración de este

proceso de reemplazo, asociado en gran medida al carácter migratorio de muchas de estas aves (por ejemplo, promoviendo el sedentarismo de algunas), producirá un desequilibrio de esta circunstancia ambiental, que deberá ser valorado.

En la zona de estudio, algunas especies manifiestan un nicho temporal muy restringido (quincenal): agachadiza real, ánade rabudo, archibebe oscuro, chorlitejo grande, chorlito dorado europeo, cigüeña negra, correlimos de Temminck, fumarel cariblanco, rascón europeo y zarapito trinador. En general, estas especies son además muy poco abundantes. Ambas circunstancias las hace más sensibles que otras a posibles perturbaciones mantenidas a lo largo del año o de carácter temporalmente puntual, por lo que es recomendable incluirlas en los planes de seguimiento ambiental.

La distribución espacial de las comunidades más diferentes de aves acuáticas en los ríos depende en gran medida del porcentaje de superficie inundada del cauce y del tipo de sustrato no inundado (vegetación arbolada o bien limos/arenas). La coexistencia espacial y anual de dos tipos muy diferentes de hábitat fluviales (modelo “arbóreo/acuático” y modelo limoso/terrestre”, tal como se describen en este trabajo), permite mantener un gradiente de tipos de comunidades de aves acuáticas tanto en una misma época del año como entre épocas distintas. La coexistencia de estos modelos está asociada a la variación del caudal de los ríos mediterráneos y a la geomorfología fluvial propia de cada tramo. Este resultado es de vital importancia en la gestión, por cuanto predice cambios drásticos en la composición de las comunidades de aves acuáticas en caso de alteraciones en algunos de estos dos factores. La pérdida de caudal de los ríos favorecería la presencia de especies de limícolas (asociadas a un modelo de tipo “limoso/terrestre”), mientras que su aumento lo haría de las anátidas (asociadas a un modelo de tipo “arbóreo/acuático”). Este grupo aumentaría también con actuaciones que promuevan cauces poco profundos y de perfil muy horizontal, que aumentan la anchura de la lámina de agua, posiblemente el efecto contrario al dragado del río.

La distribución espacial de las comunidades de aves acuáticas en los ríos estudiados es casi idéntica cuando se considera como unidad de análisis a la especie o al Grupo de Afinidad Taxonómica (GAT). Este resultado permite a los gestores utilizar este último

nivel taxonómico como indicador de cambios espaciales, lo que facilita y agiliza notablemente las acciones de estudio y vigilancia ambiental.

Los gestores ambientales deben tener en cuenta que, en la zona de estudio, la variabilidad de la composición de las comunidades de aves acuáticas depende tanto de factores espaciales como temporales, no siendo posible encontrar una jerarquía clara entre ambos, lo que recomienda vigilar y proteger los factores asociados a estas dos dimensiones.

La naturaleza de los usos humanos existentes en las zonas adyacentes a los cauces influyen notablemente sobre la composición de las comunidades de aves acuáticas más cercanas a ellas. Este resultado es de interés en la gestión y en la conservación ambiental por cuanto: a) indica la necesidad de considerar a estas zonas como partes integrantes del concepto de ecosistema fluvial y por tanto incluirlas en los estudios sobre ecología de ríos y b) impone la necesidad de estimar el impacto ambiental que sobre este tipo de comunidades tiene la actividad humana de las zonas circundantes a ellos.

En este estudio se han podido estimar numéricamente los efectos de diferentes escenarios simulados de uso humano sobre la composición y abundancia de las comunidades de aves acuáticas de ríos del sudeste de la CM. Los resultados son de utilidad para la gestión ya que predicen tendencias generales de cambio así como la dirección e intensidad de éste en cada uno de los tramos fluviales analizados. Este último aspecto da idea de la idoneidad de cada tramo frente al escenario de uso considerado en cada caso. La restauración de la cubierta arbolada de los medios adyacentes a los cauces y la teórica eliminación de esta cubierta de la orillas son, de los contemplados, los escenarios que producirían cambios más regulares y drásticos en la comunidad de aves. El primero favorecería la presencia de anátidas y/o somormujos en la mayoría de los tramos, así como la abundancia total de aves. El segundo favorecería la presencia de limícolas y láridos y disminuiría la abundancia total, también en la mayoría de los tramos. La eliminación del arbolado de las orillas de los cauces ocasionaría además una pérdida notable de la diversidad beta de las comunidades de aves acuáticas en el conjunto de la zona estudiada. Otros escenarios, como la promoción de pastizales o de cultivos en las áreas adyacentes a

los cauces, ocasionarían cambios de diferente naturaleza según el tramo fluvial considerado. Los gestores deben analizar con detalle este resultado a la hora de ubicar alguna de estas actividades de uso.

Es posible promover la riqueza de aves acuáticas en los tramos fluviales creando en ellos características semejantes a las de un modelo de hábitat canónico identificado en este trabajo: cauces con ancha lámina de agua, alto porcentaje de cobertura de limos, arenas y pastizales en las orillas y presencia de islas temporales (con baja cobertura arbórea y asociadas a menudo con la presencia de azudes). Si lo que se desea es promover la diversidad biológica de estas comunidades, las acciones deben dirigirse a favorecer en los tramos la siguiente reunión de características: cauces con presencia de rápidos, alta cobertura de arbolado y de gravas en cauces distales y presencia de cultivos en las áreas adyacentes. Este resultado pone de manifiesto la necesidad de mantener una estructura compleja del hábitat fluvial (islas, cobertura arbórea y herbácea, sustratos con limos o gravas, etc.), para contribuir positivamente al enriquecimiento de las comunidades de aves acuáticas. Estos aspectos deben ser tenidos también en cuenta en los planes de restauración hidrológico-forestal, los cuales deberían centrarse en promover, si fuera posible, los procesos ecológicos o hidrológicos ligados a las características paisajísticas anteriormente mencionadas.

Este trabajo proporciona a los gestores una caracterización paisajística de los modelos de hábitat fluvial, ideales para realizar diferentes actividades fundamentales de comportamiento de cada uno de los GATs existentes en la zona. Dichos modelos pueden ser utilizados como referencias para evaluar la idoneidad del papel de cualquier hábitat fluvial en el correcto mantenimiento de las comunidades de aves acuáticas.

Bibliografía

- Acha, A. y Velasco, T. 1992. Invernada de limícolas en charcas y embalses de la provincia de Cáceres. *Butll. Parc Natural Delta del Ebre*, 7: 4–9.
- Ackerman, J.T.; Eadie, J.M.; Loughman, D.L.; Yarris, G.S. & McLandress, M.R. 2003. The influence of partial clutch depredation on duckling production. *Journal of Wildlife Management*, 67: 576–587.
- Aguiló, M. 1984. *Plan Integral del Agua en Madrid*. Comunidad de Madrid, Dirección General de Recursos Hidráulicos, Madrid.
- Akinsola, O.A.; Ezealor, A.U. & Polet, G. 2000. Conservation of waterbirds in the Hadejia–Nguru Wetlands, Nigeria: current efforts and problems. *Ostrich*, 71: 118–121.
- Alba–Tercedor, J. y Sánchez–Ortega, A. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell 1978. *Limnética*, 4: 51–56.
- Alegre, J.; Fernández, F.; Hernández, A. y Sánchez, A.J. 1987. Estudio ecológico de las comunidades de aves invernantes en los parques de León. *Ecología*, 1: 211–223.
- Alonso, E. 1997. *Actitudes ante los animales. Implicaciones en el diseño de planes educativos y de conservación*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid.
- Alonso, J.A. y Purroy, F.J. 1979. *Avifauna de los parques de Madrid*. Naturalia Hispanica, 18. ICONA, Madrid.
- Altmann, J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour*, 49: 227–267.
- Álvarez Cobelas, M. A.; Muñoz, P. y Rubio, A. 1991. *La eutrofización de las aguas continentales españolas*. Henkel Ibérica, S.A. Barcelona.
- Amat, J.A. 1981. Descripción de la comunidad de patos del Parque Nacional de Doñana. *Doñana, Acta Vertebrata*, 8: 125–158.
- Amat, J.A. 1982. The nesting biology of ducks in the Marismas of the Guadalquivir, south–western Spain. *Wildfowl*, 33: 94–104.
- Amat, J.A. 1984a. Las poblaciones de aves acuáticas en las lagunas andaluzas, composición y diversidad durante un ciclo anual. *Ardeola*, 31: 61–79.
- Amat, J.A. 1984b. Ecological segregation between red crested pochard *Netta rufina* and pochard *Aythya ferina* in a fluctuating environment. *Ardea*, 72: 229–233.
- Amat, J.A. 1984c. Actividad diurna de tres especies de patos buceadores en la laguna de Zoñar (Córdoba–España meridional), durante el invierno. *Misc. Zool.*, 8: 203–211.
- Amat, J.A.; Díaz, C.; Herrera, C.M.; Jordano, P.; Obeso, J.R. y Soriguer, R.C. 1985. *Criterios de valoración de zonas húmedas de importancia nacional y regional en función de las aves acuáticas*. Monografía 35. ICONA, Madrid.
- Amezaga, J.M.; Santamaria, L. & Green, A.J. 2002. Biotic wetland connectivity - supporting a new approach for wetland policy. *Acta Oecologica*, 23: 213–222.
- Asensio, B.; Calatrava, M.; Cantos, F.J. y Carrascal, L.M. 1986. Patrones de actividad y uso del espacio por la focha (*Fulica atra*) en un embalse del centro de España durante el otoño: variaciones circadianas y espaciales. *Ardeola*, 33: 35–46.
- Asensio, B. 1989. Análisis demográfico de la población ibérica de ánade real (*Anas platyrhynchos*, L.). *Ecología*, 3: 293–297.

- Ball, I.J.; Artmann, M.J. & Hoekman, S.T.** 2002. Does Mallard clutch size vary with landscape composition?. *Wilson Bulletin*, 114: 404–406.
- Ballarín, I.** 1985. *Clasificación de las zonas húmedas aragonesas de importancia internacional, nacional o regional en función de las aves acuáticas*. Monografía 40. ICONA, Madrid.
- Bancroft, G.T.; Gawlik, D.E. & Rutchey, K.** 2002. Distribution of wading birds relative to vegetation and water depths in the northern Everglades of Florida, USA. *Waterbirds*, 25: 265–277
- Barbraud, C.; Lepley, M.; Mathevet, R. & Mauchamp, A.** 2002. Reedbed selection and colony size of breeding Purple Herons *Ardea purpurea* in southern France. *Ibis*, 144: 227–235.
- Bartolomé, C.** 1983. *La vegetación del escarpe marginal del páramo en Alcalá de Henares: catálogo florístico*. Tesina de Licenciatura. Departamento de Biología Vegetal, Universidad de Alcalá de Henares, Alcalá de Henares.
- Bayo, F.S.** 1985. *Análisis de ordenación espacio-temporal de la avifauna de un soto del río Duero*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
- Bayo, F.S.** 1991a. Temporal diversity and structure within a birds community. *Biological diversity*. Pineda, F.D.; Casado, M.A.; De Miguel, J.M. & Montalvo, J. (eds.). Fundación Ramón Areces–WWW–SCOPE, Madrid, 155–158 pp.
- Bayo, F.S.** 1991b. Spatial organization of a bird community along Duero River forests (Spain). *Biological diversity*. Pineda, F.D.; Casado, M.A.; De Miguel, J.M. & Montalvo, J. (eds.). Fundación Ramón Areces–WWW–SCOPE, Madrid, 149–153 pp.
- Bécares, E.; Fernández-Aláez, M.; Fernández-Aláez, C.; Gomá, J. y Valentín, M.** 2000. Función de las plantas en el control experimental de la red trófica de un lago somero. *I Congreso Ibérico de Ecología*. Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.
- Bélanger, L.; Reed, A. & DesGranges, J.L.** 1998. Reproductive variables of American black ducks along the St. Lawrence estuary, 1963–1991. *Canadian J. of Zool.*, 76: 1165–1173.
- Benedict, R.J. & Hepp, G.R.** 2000. Wintering waterbird use of two aquatic plant habitats in a southern reservoir. *Journal of Wildlife Management*, 64: 269–278.
- Benzecri, J.P.** 1970. *L'analyse des données. II L'analyse des correspondances*. Dunot, París.
- Bermejo, A.; Carrera, E.; De Juana, E. y Teixeira, A.M.** 1986. Primer censo general de gaviotas y charranes (*Laridae*) invernantes en la Península Ibérica (enero de 1984). *Ardeola*, 33: 47–68.
- Bethke, R.W. & Nudds, T.D.** 1995. Effects of climate change and land use on duck abundance in Canadian Prairie–parklands. *Ecological Applications*, 5: 488–600.
- Bezzel, E.** 1976. On the evaluation of waterfowl biotopes. *Proc. Int. Conf. Conserv. Wetlands and Waterfowl. Heiligenhafen*. M. Smart. IWRB, Slimbridge, 199–254 pp.
- Biondi, M.; Guerrieri, G. & Pietrelli, L.** 1993. Stress antropogenici ed evoluzione di una comunità ornitica in una zona umida artificiale dell'Italia centrale. *Avocetta*, 17: 23–27.
- Blanco, G.; Velasco, T.; Grijalbo, J. & Ollero, J.** 1994. Great Cormorant settlement of a new wintering area in Spain. *Colonial waterbirds*, 17: 173–180.

- Blanco, G.; Acha, A.; Cuevas, J.A.; Rodríguez, P. y Velasco, T.** 1996. Fenología de la reproducción y productividad de anátidas en ríos del valle medio del Tajo. *Ardeola*, 43: 31–39.
- Blanco, G. & Velasco, T.** 1996. Bird–habitat relationships in an urban park during winter. *Folia Zoologica*, 45: 35–42.
- Blanco, J.C. y González, J.L.** 1992. *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. Colección Técnica, ICONA, Madrid.
- Blondel, J.** 1977. *Structure et dynamique des peuplements d’oiseaux dans un secteur de moyenne altitude du Parc National des Cévennes: le versant nord–ouest de l’Aigoual*. Publ. CNRS, CEPE, Montpellier.
- Briggs, S.V.; Thornton, S.A. & Lawler, W.G.** 1997. Relationships between hydrological control of river red gum wetlands and waterbird breeding. *EMU*, 97: 31–42.
- Briggs, S.V.; Lawler, W.G. & Thornton, S.A.** 1998. Relationships between control of water regimes in River Red wetlands and abundance of waterbirds. *Corella*, 22: 47–55.
- Buckton, S.T. & Ormerod, S.J.** 2002. Global patterns of diversity among the specialist birds of riverine landscapes. *Freshwater Biology*, 47: 695–709.
- Calvario, E. e Sarrocco, S.** 1988. Biología reproductiva del Tuffetto *Tachybaptus ruficollis* in una località dell’Italia centrale, Fiume Peschiera (Lazio). *Avocetta*, 12: 1–11.
- Canal de Isabel II.** 1993. *Cartografía de la infraestructura hidráulica de la Comunidad de Madrid*. Comunidad de Madrid. Madrid.
- Cantos, F.J. y Asensio, B.** 1990. Evolución de la invernada de gaviota reidora (*Larus Ridibundus*) en Madrid. *Ardeola*, 37: 305–308.
- Carmona, J.A.; Doadrio, I.; Marquez, A.L.; Real, R.; Hugueny, B. & Vargas, J.M.** 1999. Distribution patterns of indigenous freshwater fishes in the Tagus River basin, Spain. *Environmental Biology of Fishes*, 54: 371–387.
- Casado, S. y Montes, C.** 1991. Estado de conservación de los humedales peninsulares españoles. *Quercus*, 66: 18–26.
- Casado, S. y Montes, C.** 1995. *Guía de los lagos y humedales de España*. J.M. Reyero Editor, Madrid.
- Castro Nogueira, H.; López Carrique, E.; Aguilera, P.A.; Guirado Romero, J. y Purroy Iraizoz, F.J.** 1995. Aspectos ecológicos y fenológicos de las poblaciones de avoceta (*Recurvirostra avosetta*) en las salinas de Cabo de Gata (Almería). Intervenciones de mejora del hábitat. *Ecología*, 9: 417–423.
- Castro, H.; Carrique, E.L.; Rescia, A.; Aguilera, P.A.; Schmitz, M.F. & Pineda, F.D.** 2000. Pattern diversity of phenomorphotropic traits. Methodological approach on the bird assemblage of a Mediterranean salt pan. *Journal of Mediterranean Ecology*, 1: 201–218.
- Catalan, J.G., Cabo Ramón, J. y Morá Durán, J.** 1972. Polución química y bacteriológica y autodepuración del río Manzanares a su paso por Madrid. *Documentos de investigación hidrológica*, 13: 239–264.
- CEDEX.** 1995. *Control y seguimiento del estudio de índices bióticos en la cuenca del Tajo*. Centro de Estudios Hidrográficos, Dirección General de Obras Públicas, Madrid.

- CHT.** 1997. *Plan hidrológico de la cuenca del Tajo. Normas*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Cirujano, S.; Velayos, M.; Castillas, F. y Gil, M.** 1992. *Criterios botánicos para la valoración de las lagunas y humedales españoles (Península Ibérica y las Islas Baleares)*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Colección Técnica, ICONA, Madrid.
- Collier, K.J.** 1991. Invertebrate food supplies and diet of blue duck on Rivers in two regions of the North Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 15: 131–138.
- Collier, K.J.; Moralee, S.J. & Wakelin, M.D.** 1993. Factors affecting the distribution of blue duck *Hymenolaimus malacorhynchos* on New Zealand rivers. *Biological Conservation*, 63: 119–126.
- Collier, K.J. & Wakelin, M.D.** 1996. Instream habitat use by blue duck (*Hymenolaimus malacorhynchos*) in a New Zealand river. *Freshwater Biology*, 35: 277–287.
- Colmenares, R., de Miguel, J.M. & Díaz Pineda, F.** 1994. EECONET and grasslands. *Conserving Europe's Natural Heritage*. Graham Benett (ed.). Kluwer Academic Publishers, London, 107–111 pp.
- Colwell, R.K.** [en línea]. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 5.0.1.* Guía de usuario y aplicación. <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>> [Consulta: 26 mayo de 2000].
- Comunidad de Madrid.** 1986. *Mapa litológico de Madrid escala 1:200.000 y memoria*. Consejería de Agricultura y Ganadería, Madrid.
- Comunidad de Madrid.** 1992. *Atlas de la Comunidad de Madrid*. Consejería de Política Territorial, Madrid.
- Comunidad de Madrid.** 1995. *Plan de saneamiento y depuración de aguas residuales de la Comunidad de Madrid (1995–2005)*. Agencia de Medio Ambiente, Madrid.
- Comunidad de Madrid.** 1999a. *Plan forestal de la Comunidad de Madrid. Resumen de actuaciones*. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional, Madrid.
- Comunidad de Madrid.** 1999b. *El medio ambiente en la Comunidad de Madrid 1997–1998*. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional, Madrid.
- Consejo de la comunidades Europeas.** 1979. Directiva 79/409/CEE del Consejo relativa a la conservación de las aves silvestres. *DOCE*, L103: 125–141.
- Consejo de las Comunidades Europeas.** 1992. Directiva 92/43/CEE del Consejo relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. *DOCE*, L206: 7–50.
- Consejo de las Comunidades Europeas.** 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. *DOCE*, L327: 2–72.
- Costa Tenorio, M.; Morla Juaristi, C. y Sainz Ollero, H.** (eds.). 1998. *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Planeta, Barcelona.
- Cox, R.R & Afton, A.D.** 1998. Use of mini-refuges by female northern pintails wintering in southwestern Louisiana. *Wildlife Society Bulletin*, 26: 130–137.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L.** (eds.). 1977. *The birds of the Western Palearctic. Vol. I: Ostrich to Ducks*. Oxford University Press, Oxford.

- Cramp, S. & Simmons, K.E.L.** (eds.). 1980. *The birds of the Western Palearctic. Vol. II: Hawks to Bustards*. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L.** (eds.). 1983. *The birds of the Western Palearctic. Vol. III: Waders to Gulls*. Oxford University Press, Oxford.
- Crozier, G.E. & Gawlik, D.E.** 2002. Avian response to nutrient enrichment in an oligotrophic wetland, the Florida Everglades. *Condor*, 104: 631–642.
- Cubillo, F.; Casado, C. y Castillo, V.** 1990. *Caudales ecológicos. Estudio de regímenes de caudales mínimos en los cauces de la Comunidad de Madrid*. Agencia de Medio Ambiente, Madrid.
- Cuevas, J.A. y Moraleda, J.** 1996. *Contribución del estudio de la avifauna a la zonación ecológica del curso alto y medio del río Henares (Guadalajara)*. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de Castilla–La Mancha, Toledo.
- Cuevas, J.A.** 1997. Estudio de una comunidad reproductora de aves acuáticas en un curso fluvial fuertemente antropizado. *XII Jornadas Ornitológicas Españolas*. Instituto de Estudios Almerienses–Diputación de Almería, Almería, 47–54 pp.
- Cuevas, J.A.; Acha, A.; Blanco, G.; De Miguel, J.M.; Delgado, J.A.; Ruiz, P. y Velasco, T.** 2000a. Estudio de los patrones temporales de la comunidad de aves acuáticas presente en un ecosistema fluvial. *Actas del I Congreso Ibérico de Ecología*. Facultad de Biología. Universidad de Santiago de Compostela.
- Cuevas, J.A.; Acha, A.; Blanco, G.; Ruiz, P.; Velasco, T.; Delgado, J.A. y De Miguel, J.M.** 2000b. *Biodiversidad en ecosistemas fluviales: las aves acuáticas en la cuenca media del Tago*. Serie Documentos 31, Consejería de Medio Ambiente, Soto del Real.
- Cuevas, J.A.; Acha, A.; Blanco, G.; Velasco, T., Delgado, J.A. y De Miguel, J.M.** 2003. Simulación de escenarios de actividad humana aplicados a la gestión de los ríos y de sus comunidades de aves acuáticas. *Actas del XIV Aula de ecología; Jornadas de “Biología de la Conservación”*, Instituto de Estudios Almerienses, Almería, Mayo de 2003.
- Cuplin, P.** 1986. Streams. *Inventory and monitoring of wildlife habitat*. Cooperrider, A.Y.; Boyd, R.J. & Stuart, H.R. (eds.). U.S. Dept. Inter., Bur. Land Manage. Service Center, Denver, Co. XVIII. 225–236 pp.
- Davis, S.E.; Klaas, E.E. & Koehler, K.J.** 1989. Diurnal time–activity budgets and habitat use of Lesser Snow Geese *Anser caerulescens* in the middle Missouri River valley during winter and spring. *Wildfowl*, 40: 45–54.
- Davis, T.J.; Blasco, D. y Carbonell, M.** 1996. *Manual de la convención de Ramsar: una guía para la conservación de los humedales de importancia internacional*. Oficina de la Convención de Ramsar, Gland, Suiza.
- Day, J.H. & Colwell, M.A.** 1998. Waterbird communities in rice fields subjected to different post-harvest treatments. *Colonial Waterbirds*, 21: 185–197.
- De Aranzabal Odriozola, I.** 2003. *Relación entre tipología de paisaje y estructura socioeconómica. Simulación en un paisaje cultural mediterráneo*. Tesina de Licenciatura, Departamento Interuniversitario de Ecología, Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
- De la Cruz, M.** 1994. *El paisaje vegetal de la cuenca del Henares*. Tesis Doctoral. Departamento de Biología Vegetal, Universidad de Alcalá de Henares, Alcalá de Henares.

- De la Puente, J.; Bermejo, A. y Seoane, J.** (coords.). 1999. *Anuario ornitológico de Madrid. 1998*. Sociedad Española de Ornitología/Monticola, Madrid.
- De Lucio, J.V.; Ramírez, L.; Sastre, P.; Martínez, R.; Cuevas, J.A.; Alcaide, M.T. y Fernández, L.** 1997. *Identificación de Lugares de Importancia Comunitaria (Natura 2000. Unión Europea) en la Comunidad de Madrid*. Centro de Investigaciones Ambientales de la Comunidad de Madrid "Fernando González Bernáldez". Serie Documentos 25, Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional, Soto del Real.
- De Miguel, J.C. y Segura, C.** (coords.). 1998. *Agua e ingenios hidráulicos en el valle del Tajo (de Estremera a Algodor entre los siglos XIII y XVIII)*. Confederación Hidrográfica del Tajo, Madrid.
- De Miguel, J.M.** 1989. *Estructura de un sistema silvopastoral de dehesa. Vegetación, hábitats y uso del territorio por el ganado*. Tesis Doctoral. Departamento Interuniversitario de Ecología, Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
- De Miguel, J.M.; Rodríguez, M.A. & Gómez Sal, A.** 1991. Detection of temporal behaviour patterns of free-ranging cattle by means of diversity spectra. *Pirineos*, 137: 51–64.
- De Miguel, J.M.; Rodríguez, M.A. & Gómez Sal, A.** 1997. Determination of animal behaviour–environment relationships by Correspondence Analysis. *Journal of Range Management*, 50: 85–93.
- De Miguel, J.M. y Díaz Pineda, F.** 2003. Medio ambiente. Problemas y posibilidades. En: *Estructura económica de Madrid*. García Delgado, J.L. (Director), 2ª Edición, Comunidad de Madrid/Civitas Ediciones S.L., Madrid, 181–223 pp.
- De Pablo, C.L.; Peco, B.; Galiano, E.F.; Nicolás, J.P. & Pineda, F.D.** 1982. Space–time variability in Mediterranean pastures analysed with diversity parameters. *Vegetatio*, 50: 113–125.
- De Pedraza, J.** 1996. *Geomorfología. Principios, métodos y aplicaciones*. Rueda, Madrid.
- Del Moral, J.C.; Molina, B.; De la Puente, J. y Pérez-Tris, J.** (eds). 2002. *Atlas de las aves invernantes de Madrid 1999–2001*. SEO/Monticola y Comunidad de Madrid, Madrid.
- Delgado, S.** 1986. *Sobre el origen y evolución de la Cuenca de Madrid*. Ayuntamiento de Madrid–CSIC, Madrid.
- Delibes, M.** 1990. *La nutria (Lutra lutra) en España*. Colección Técnica, ICONA, Madrid.
- Díaz Álvarez, M.C.; Garrido, S. y Hidalgo, R.** 1989. *Contaminación agraria difusa*. MOPU, Madrid.
- Díaz, M.; Asensio, B. y Tellería, J.L.** 1996. *Aves ibéricas I. No Passeriformes*. J.M. Reyero Editor, Madrid.
- Dimalaxis, A.; Pyrovetsi, M. & Sgardelis, S.** 1997. Foraging ecology of the grey heron (*Ardea cinerea*), great egret (*Egretta alba*) and little egret (*Egretta garzetta*) in response to habitat, at 2 greek wetlands. *Colonial waterbirds*, 20: 261–272.
- Doadrio, I.; Elvira, B. y Bernat, Y.** 1991. *Peces continentales españoles. Inventario y clasificación de zonas fluviales*. Colección Técnica, ICONA, Madrid.
- Dolz, J.C. y Gómez, J.A.** 1988. Las anátidas y fochas invernantes en España. *Invernada de aves en la Península Ibérica*. Tellería, J.L. (Ed.). Monografía 1. Sociedad Española de Ornitología, Madrid, 55–69 pp.

- Durham, R.S. & Afton, A.D.** 2003. Nest-site selection and success of mottled ducks on agricultural lands in southwest Louisiana. *Wildlife Society Bulletin*, 31: 433–442.
- Elmberg, J.; Pöysä, H.; Sjöberg, K. & Nummi, P.** 1997. Interspecific interactions and co-existence in dabbling ducks: observations and an experiment. *Oecologia*, 111: 129–136.
- Elvira, B.** 1995. Conservation status of endemic freshwater fish in Spain. *Biological Conservation*, 72: 129–136.
- Ena, V. y Purroy, F.J.** 1983. Evolución demográfica de anátidas y fochas invernantes entre 1972–1980. *Alytes*, 1: 131–138.
- Erwin, R.M.** 2002. Integrated management of waterbirds: Beyond the conventional. *Waterbirds*, 25: 5–12.
- Evans, D.M. & Day, K.R.** 2001. Does shooting disturbance affect diving ducks wintering on large shallow lakes? A case study on Lough Neagh, Northern Ireland. *Biological Conservation*, 98: 315–323.
- Fasola, M. & Canova, L.** 1993. Diel activity of resident and immigrant waterbirds at Lake Turkana, Kenya. *Ibis*, 135: 442–450.
- Fasola, M. & Biddau, L.** 1997. An assemblage of wintering waders in coastal Kenya: activity budget and habitat use. *African Journal of Ecology*, 35: 339–350.
- Figuerola, J.; Green, A.J. & Santamaria, L.** 2002. Comparative dispersal effectiveness of wigeongrass seeds by waterfowl wintering in south-west Spain: quantitative and qualitative aspects. *Journal of Ecology*, 90: 989–1001.
- Fischer, J.B. & Griffin, C.R.** 2000. Feeding behavior and food habits of wintering Harlequin Ducks at Shemya Island, Alaska. *Wilson Bulletin*, 112: 318–325.
- Fox A.D., Kahlert J. & Ettrup H.** 1998. Diet and habitat use of moulting Greylag Geese Anser anser on the Danish island of Saltholm. *Ibis*, 140: 676–683.
- Frances, C.J. & Rathbun, S.** 1998. Rarefaction, relative abundance, and diversity of avian communities. *The Auk*, 98: 785–800.
- Froneman, A.; Mangnall, M.J.; Little, R.M. & Crowe, T.M.** 2001. Waterbird assemblages and associated habitat characteristics of farm ponds in the Western Cape, South Africa. *Biodiversity and Conservation*, 10: 251–270.
- Gaines, K.F.; Bryan, A.L.; Dixon, P.M. & Harris, M.J.** 1998. Foraging habitat use by Wood Storks nesting in the coastal zone of Georgia, USA. *Colonial Waterbirds*, 21: 43–52.
- Galarza, A.** 1984. Fenología de las aves acuáticas en el estuario de Gernika (Golfo de Vizcaya). *Ardeola*, 31: 17–25.
- García de Jalón, D.** 1982. Los insectos como bioindicadores de la contaminación. *Quercus*, 4: 36–39.
- García de Jalón, D. y González del Tánago, M.** 1986. *Métodos biológicos para el estudio de la calidad de las aguas. Aplicación a la Cuenca del Duero*. Monografía 45. ICONA, Madrid.
- García del Pino, I.** 2002. Los Paisajes fluviales del Tajo. En: *El Tajo. Destino de ríos y de hombres*. AGESMA–Comunidad de Madrid, Madrid, 1–23 pp.
- García-Redondo, J.A.** 1995. *Ecología de las riberas del río Tajo a su paso por Aranjuez*. Doce Calles S.L., Madrid.

- Gauthier, B.; Godron, M.; Hiernaux, P. & Lepart, J.** 1977. Un type complémentaire de profil écologique: le profil écologique "indice". *Can. J. Bot.*, 55: 2859–2865.
- Gawlik, D.E.; Slack, R.D.; Thomas, J.A. & Douglas, N.H.** 1998. Long-term trends in population and community measures of colonial nesting waterbirds in Galveston Bay Estuary. *Colonial Waterbirds*, 21: 143–151.
- Giller, P.S. & Malmqvist, B.** 1998. *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press, Oxford.
- Godron, M.** 1965. *Les principaux types de profils écologiques*. CEPE. L. Emberger. Montpellier. 8 pp.
- Gómez Sal, A.** 1982. *Estructura ecológica de los pastos de monte Turolenses*. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias, Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
- Gómez, L. y De Juana, E.** 1984. Aspectos de la invernada de *Larus ridibundus* en Madrid. *Ardeola*, 31: 123–128.
- Gómez-Limón, J. y García Avilés, J.** 1992. *Estudio del impacto de las actividades recreativas en dos cauces fluviales del Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares*. Centro de Investigación de Espacios Naturales Protegidos "Fernando González Bernáldez". Serie documentos 5. Agencia de Medio Ambiente. Soto del Real.
- González Bernáldez, F.** 1981. *Ecología y paisaje*. Blume, Madrid.
- González Bernáldez, F.; Pérez Pérez, C. & Sterling Carmona, A.** 1985. Areas of evaporative discharge from aquifers: little know spanish ecosystems deserving protection. *Journal of Environmental Management*, 21: 321–330.
- González Bernáldez, F. y Montes, C.** (coords.). 1989 *Los humedales del acuífero de Madrid. Inventario y Tipologías basada en su origen y funcionamiento*. Canal de Isabel II, Madrid.
- González Bernáldez, F.** 1992. *Los paisajes del agua: Terminología popular de los humedales*. J.M. Reyero Editor, Madrid.
- González del Tanago, M.; García de Jalón, D. y Elcoro, I.M.** 1979. Estudio sobre la fauna de macroinvertebrados de los ríos Cigüela, Záncara y Córcoles: aplicaciones de índices biológicos para el estudio de la calidad de las aguas. *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 15: 45–59.
- González, J.L.** 1991. *El aguilucho lagunero Circus aeruginosus (L., 1748) en España. Situación, biología de la reproducción, alimentación y conservación*. Colección Técnica, ICONA, Madrid.
- González-Martín, M. y Ruiz, X.** 1994. Biología y ecología de la garcilla cangrejera en el Delta del Ebro. *Quercus*, 99: 4–7.
- Gounot, M.** 1969. *Methodes d'étude quaititative de la végétation*. Masson, París. 303 pp.
- Green, A.J.** 1998a. Comparative feeding behaviour and niche organization in a Mediterranean duck community. *Can. J. Zool.*, 76: 500–507.
- Green, A.J.** 1998b. Habitat selection by the Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris*, Ferruginous Duck *Aythya nyroca* and others ducks in the Göksu Delta, Turkey, in summer. *Rev. Ecol. Terre Vie*, 53: 225–243.

- Green, A.J. & Hilton, G.M.** 1998. Management procedures required to increase chironomid availability to waders feeding on artificial lagoons remain unclear. *Journal of Applied Ecology*, 35: 9–12.
- Green, A.J.; Fox, A.D.; Hughes, B. & Hilton, G.M.** 1999. Time–activity budgets and site selection of White–headed Ducks *Oxyura leucocephala* at Burdur Lake, Turkey in late winter. *Bird Study*, 46: 62–73.
- Guillemain, M.; Fritz, H. & Guillon, N.** 2000a. Foraging behavior and habitat choice of wintering Northern Shoveler in a major wintering quarter in France. *Waterbirds*, 23: 353–363.
- Guillemain, M.; Fritz, H. & Blais, S.** 2000b. Foraging methods can affect patch choice: an experimental study in Mallard (*Anas platyrhynchos*). *Behavioural Processes*, 50: 123–129.
- Guillemain, M.; Fritz, H. & Duncan, P.** 2002a. Foraging strategies of granivorous dabbling ducks wintering in protected areas of the French Atlantic coast. *Biodiversity and Conservation*, 11: 1721–1732.
- Guillemain, M.; Caldow, R.W.G.; Stillman, R.A. & Goss–Custard, J.D.** 2002b. Towards behaviour–based models of dabbling duck population dynamics. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 48: 1–6.
- Guillemain, M.; Fritz, H. & Duncan, P.** 2002c. The importance of protected areas as nocturnal feeding grounds for dabbling ducks wintering in western France. *Biological Conservation*, 103: 183–198.
- Guillerm, J.L.** 1969. *Relations entre la végétation spontanée et le milieu dans les terres cultivées du bas Languedoc*. Thèse. 3eme cycle. Faculté de Sciences, Montpellier. 165 pp.
- Hafner, H. & Fasola, M.** 1997. Long–term monitoring and conservation of herons in France and Italy. *Colonial Waterbirds*, 20: 298–305.
- Haig, S.M.; Mehlman, D.W. & Oring, L.W.** 1998. Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. *Conservation Biology*, 12: 749–758.
- Halse, S.A.; Pearson, G.B.; Jaensch, R.P.; Kulmoi, P.; Gregory, P.; Kay, W.R. & Storey, A.W.** 1996. Waterbird surveys of the Middle Fly River floodplain, Papua New Guinea. *Wildlife Research*, 23: 557–569.
- Harris, H.J.; Milligan, M.S. & Fewless, G.A.** 1983. Diversity, quantification and ecological evaluation in freshwater marshes. *Biological Conservation*, 27: 99–110.
- Hellawell, J.M.** 1978. *Biological surveillance of rivers*. Water Research Centre Publ., Stevenage.
- Hernández, A. y Velasco, T.** 1990. Dinámica estacional de la comunidad de limícolas en el río Bernesga (Meseta norte, España). *Ecología*, 4: 229–233.
- Hernández, M.A. y Fernández, M.** 1991. *Inventario y propuestas de conservación de los carrizales madrileños*. Agencia de Medio Ambiente, Madrid.
- Herrera, C.M.** 1981. Organización temporal en las comunidades de aves. *Doñana, Acta Vertebrata*, 8: 79–101.
- Herrera Moreno, P.** 1981. *Estudio de la relación de la vegetación con el régimen de las aguas subterráneas y el medio hidrogeológico en el sector occidental de la Cuenca de Madrid (provincias de Toledo y Madrid)*. Tesina de Licenciatura. Departamento de Geología, Universidad de Alcalá de Henares, Alcalá de Henares.

- Herrera Moreno, P.** 1987. *Aspectos ecológicos de las aguas subterráneas en las facies arcóscica de la Cuenca de Madrid*. Tesis Doctoral. Departamento de Geología, Universidad de Alcalá de Henares, Alcalá de Henares.
- Hidalgo, J. y García-Avilés, J.** 1998. *Caracterización morfométrica, fisicoquímica y biológica de los cauces fluviales de la cuenca del río Peñalara y estima de la calidad ambiental de sus aguas*. Centro de Investigación de Espacios Naturales Protegidos "Fernando González Bernáldez". Serie documentos 26, Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional, Soto del Real.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G.** 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio*, 42: 47–58.
- Hill, M.O.** (coord.). 1993. *The role of corridors, stepping stones and islands for species conservation in a changing climate*. English Nature Research Reports 75, Peterborough.
- Hoffmann, L.; Hafner, H. & Salathé, T.** 1996. The contribution of colonial waterbird research to wetland conservation in the Mediterranean region. *Colonial Waterbirds*, 19: 12–30.
- Homer, M.** 1976. Seasonal abundance, biomass, diversity and trophic structure of fish in a salt-marsh tidal creek affected by a coastal power plant. In: *Thermal ecology II*. Esch, G.W. & McFarlane, R.W., US Energy Research and Development Administration, Washington, DC, pp 259–267.
- Hötter, H.** 1999. What determines the time–activity budgets of Avocets (*Recurvirostra avosetta*)?. *Journal für Ornithologie*, 140: 57–71.
- Ibero, C.; Álvarez, C.; Blanco, J.C.; Criado, J., Viada, C. y Sánchez, A.** 1996. *Ríos de vida. La conservación de las riberas fluviales en España*. SEO/BirdLife, Madrid.
- IGME.** 1980. *Hoja nº 45 del mapa geológico de España y memoria. Escala 1:200.000. Síntesis de la cartografía existente, Madrid*. Madrid.
- IGME.** 1986. *Hoja nº 53 del mapa geológico de España y memoria. Escala 1:200.000. Síntesis de la cartografía existente, Toledo*. Madrid.
- IGME.** 1988. *Atlas geocientífico del medio natural de la Comunidad de Madrid*. IGME–Comunidad de Madrid. Madrid.
- IGME.** 1989. *Hoja nº 559 del mapa geológico de España y memoria. Escala 1:50.000. Madrid*. Madrid.
- INM.** 1997. *Guía resumida del clima en España 1961–1990*. Ministerio de Medio Ambiente, Centro de Publicaciones, Madrid.
- ITGE.** 1996. *Hoja nº 560 del mapa geológico de España y memoria. Escala 1:50.000. Alcalá de Henares*. Madrid.
- ITGE.** 1997. *Hoja nº 45 del mapa hidrogeológico de España y memoria. Escala 1:200.000. Madrid*.
- Jiménez, J.** 1992. La recuperación de áreas degradadas para la avifauna acuática en España. *Ardeola*, 39: 65–71.
- Jobin, B. & Picman, J.** 1997. Factors affecting predation on artificial nests in marshes. *Journal of Wildlife Management*, 61: 792–800.
- Johnson, F.A. & Montalbano, F.** 1984. Selection of plant communities by wintering waterfowl on lake Okeechobee, Florida. *Journal of Wildlife Management*, 48: 174–178.

- Johnson, G.D.; Young, D.P.; Erickson, W.P.; Strickland, M.D. & McDonald, L.L.** 1996. Assessing river habitat selection by waterfowl wintering in the South Platte River, Colorado. *Wetlands*, 16: 542–547.
- Jorde, D.G.; Krapu, G.L., Crawford, R.D. & Hay M.A.** 1984. Effects of weather on habitat selection and behavior of mallards wintering in Nebraska. *The Condor*, 86: 258–265.
- Kauppinen, J. & Väisänen, A.** 1993. Ordination and classification of waterfowl communities in south boreal lakes. *Finnish Game Res.*, 48: 3–23.
- Kelly, J.P.; Warnock, N.; Page, G.W. & Weathers, W.W.** 2002. Effects of weather on daily body mass regulation in wintering dunlin. *Journal of Experimental Biology*, 205: 109–120.
- Kelly, J.P. & Weathers, W.W.** 2002. Effects of feeding time constraints on body mass regulation and energy expenditure in wintering dunlin (*Calidris alpina*). *Behavioral Ecology*, 13: 766–775.
- Kingsford, R.T.** 1999. Aerial survey of waterbirds on wetlands as a measure of river and floodplain health. *Freshwater biology*, 41: 425–438.
- Kingsford, R.T.; Wong, P.S.; Braithwaite, L.W. & Maher, M.T.** 1999. Waterbird abundance in eastern Australia, 1983–92. *Wildlife Research*, 26: 351–366.
- Kubetzki, U. & Garthe, S.** 2003. Distribution, diet and habitat selection by four sympatrically breeding gull species in the south-eastern North Sea. *Marine Biology*, 143: 199–207.
- Lapointe, S.; Giroux, J.F.; Belanger, L. & Fillion, B.** 2000. Benefits of rotational grazing and dense nesting cover for island-nesting waterfowl in southern Québec. *Agriculture ecosystems and environment*, 78: 261–272.
- Leiva, A.; Aragonés, J.; Carrasco, M.; Díaz, F. y Pulido, R.** 1989a. Censos de aves acuáticas invernantes en el tramo urbano del río Guadalquivir en Córdoba (invierno 88–89). *Oxyura*, 5: 178–179.
- Leiva, A.; Aragonés, J. y Carrasco, M.** 1989b. Invernada de no passeriformes en el río Guadalquivir a su paso por la ciudad de Córdoba. *Butll. Parc. Nat. Delta de l'Ebre*, 4: 33–36.
- Leiva, A.** 1991. Ritmo de actividad diurna de *Anas platyrhynchos* en el río Guadalquivir (Córdoba). *Butll. Parc Natural Delta de L'Ebre*, 6: 34–37.
- Leslie, D.J.** 2001. Effect of river management on colonially-nesting waterbirds in the Barmah–Millewa forest, south-eastern Australia. *Regulated Rivers Research and Management*. 17: 21–36.
- Lop, A.F. (Ed.).** 1996. *Zonas húmedas. Humedales manchegos en peligro por la gestión del agua en la cuenca alta del Guadiana*. Informe Técnico WWF Adena, Madrid.
- Lorenzo, J.A.** 1993. Descripción de la comunidad de aves limícolas de El Medano (Tenerife, Islas Canarias) durante un ciclo anual. *Ardeola*, 40: 13–19.
- Magurran, A.E.** 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Veda, Barcelona.
- Maisonneuve, C.; Mc-Nicoll, R. & Desrosiers, A.** 2000a. Comparative productivity of American Black Ducks and Mallards nesting in agricultural landscapes of southern Quebec. *Waterbirds*, 23: 378–387.
- Maisonneuve, C.; Desrosiers, A. & McNicoll, R.** 2000b. Habitat use, movements, and survival of American Black Duck, *Anas rubripes*, and Mallard, *A. platyrhynchos*, broods in agricultural landscapes of southern Quebec. *The Canadian Field Naturalist*, 114: 201–210.

- Manteiga, L.** 1992. Conservación y gestión de los cursos fluviales en la España peninsular. *Quercus*, 76: 36–43.
- Manteiga, L. y Olmeda, C.** 1992. La regulación del caudal ecológico. *Quercus*, 76: 44–46.
- Máñez, M.; Espina, J. y Sunyer, C.** 1990. La Nutria en Madrid. *La Nutria (Lutra lutra) en España*. Delibes, M. (Ed.). Colección Técnica, ICONA, Madrid, 129–131 pp.
- Marchant, J.H. & Hyde, P.A.** 1979. Population changes for waterways birds, 1974–78. *Bird Study*, 26: 227–238.
- Marchant, J.H. & Hyde, P.A.** 1980. Aspects of the distribution of riparian birds an waterways in Britain and Ireland. *Bird Study*, 27: 183–202.
- Marcos, J.M.; Velasco, T. y Alberto, L.J.** 1995. Estructura poblacional y fenología de las aves limícolas de la Laguna de Chozas, provincia de León (N de España). *Misc. Zool.*, 18: 161–168.
- Margalef, R.** 1957. La teoría de la información en ecología. *Mem. R. Acad. Ciencias Barcelona*, 32: 373–449.
- Margalef, R.** 1991. *Ecología*. 7ª reimpresión. Omega, Barcelona.
- Marqués, P.A.M. & Vicente, L.** 1999. Seasonal variation of waterbird prey abundance in the Sado Estuary rice fields. *Ardeola*, 46: 231–234.
- Marsden, S.J. & Bellamy, G.S.** 2000. Microhabitat characteristics of feeding sites used by diving duck *Aythya* wintering on the grossly polluted Manchester Ship Canal, UK. *Environmental Conservation*, 27: 278–283.
- Martí, R.; Díaz, M.; Gómez–Manzanque, A. y Sánchez, A.** (coords.). 1994. *Atlas de las aves nidificantes en Madrid*. Agencia de Medio Ambiente–SEO/BirdLife, Madrid.
- Mauchamp, A.; Chauvelon, P. & Grillas, P.** 2002. Restoration of floodplain wetlands: Opening polders along a coastal river in Mediterranean France, Vistre marshes. *Ecological Engineering*, 18: 619–632.
- Mcauley, D.G.; Clugston, D.A. & Longcore, J.R.** 1998. Outcome of aggressive interactions between American black ducks and mallards during the breeding season. *Journal of Wildlife Management*, 62: 134–141.
- McKinnon, D.T. & Duncan, D.C.** 1999. Effectiveness of dense nesting cover for increasing duck production in Saskatchewan. *Journal of Wildlife Management*, 63: 382–389.
- Mejón, F.** 1993. Valoración de la contaminación de los ríos procedente de las aguas residuales. Cuenca del Tajo. *Revista de Obras Públicas*, 3318: 75–80.
- Meltofte, H.** 1996. Are african wintering waders really forced south by competition from northerly wintering conspecifics? Benfits and constraints of northern versus southern wintering and breeding in waders. *Ardea*, 84: 31–43.
- Merendino, M.T. & Ankney, C.D.** 1994. Habitat use by mallards and american black ducks breeding in central Ontario. *The Condor*, 96: 411–421.
- MMA.** 1999. *Estrategia española para la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica*. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Molina, P.** 1997. *Estudio del paisaje natural en el sector centro–oriental de la depresión del Tajo (Madrid–Toledo) y en el sector central de la depresión del Ebro (Navarra–Zaragoza)*.

- Análisis y comparación de sus estructuras y dinámicas*. Tesis Doctoral. Departamento de Geografía, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
- Molina, B. y De la Puente, J.** 1999. El calamón común (*Porphyrio porphyrio*) en la Comunidad de Madrid. *Anuario ornitológico de Madrid*. 1998. Sociedad Española de Ornitología /Monticola, Madrid, 78–85 pp.
- Molina Vázquez, F.; García Álvarez, A. y Rodríguez de los Santos, M.** 1987. El nuevo cauce del río Guadaira como espacio de interés para las aves acuáticas. *Oxyura*, 4: 45–60.
- Møller, H.S.** 1975. Danish salt-marsh communities of breeding birds in relation to different types of management. *Ornis Scand.*, 6: 125–133.
- Montalvo, J.** 1991. *Estructura y función de pastizales mediterráneos*. Tesis Doctoral. Facultad de Biología, Departamento de Ecología, Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
- Montalvo, J. y Herrera, P.** 1993. Diversidad de especies de los humedales: criterios de conservación. *Ecología*, 7: 215–231.
- Montes, C.; Llorca, A. y Sterling, A.** (coords.). 1987. *Directrices para la recuperación ecológica del tramo medio del río Manzanares*. Canal de Isabel II, Madrid.
- Montes, C.** 1993. *Estudio de los valores ambientales existentes en las láminas de agua generadas por actividades extractivas en la Comunidad de Madrid*. Agencia de Medio Ambiente, Servicio de Informes y Declaración de Impacto Ambiental, Comunidad de Madrid, Madrid.
- Montes, C.** 1997. Los humedales españoles: un desafío para la conservación de paisajes del agua amenazados. *Manual de gestión del medio ambiente*. Soler Manuel, M.A. (coord.), Ariel, S.A., Barcelona.
- Montes, C.; Borja, F.; Bravo, M.A. y Moreira, J.M.** (coords.). 1998. *Reconocimiento biofísico de Espacios Naturales Protegidos. Doñana: una aproximación ecosistémica*. Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente, Sevilla.
- Monzón, A.** 1986. *Organización longitudinal de comunidades de macroinvertebrados acuáticos en una cuenca del Sistema Central (río Manzanares) y su relación con algunas variables funcionales*. Tesina de Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma, Madrid.
- MOPT.** 1992. *Inventario de presas españolas 1991*. MOPT, Madrid.
- MOPU.** 1985. Ley 2 Agosto 1985, de aguas. *Boletín Oficial del Estado*, 189: 25123–25141.
- Música de la Guerra, M.; De Lucio Fernández, J.V.; Martínez Alandi, C.; Sastre Olmos, P.; Atauri-Mezquida, J.A.; Montes del Olmo, C.; Castro Nogueira, H.; Molina Vázquez, F. y García Mora, M.R.** 2002. *Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos*. Dirección General de la RENP y Servicios Ambientales, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Munné, A.; Solà, C. y Prat, N.** 1998. QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología de Agua*, 175: 20–37.
- Múrias, T., Cabral, J. A., Lopes, R. y Marques, J. C.** 1997. Uso del estuario del río Mondego (oeste de Portugal) por la comunidad de limícolas (*Charadrii*). *Ardeola*, 44: 79–91.
- Noordhuis, R.; van der Molen, D.T. & van den Berg, M.S.** 2002. Response of herbivorous water. birds to the return of Chara in Lake Veluwemeer, the Netherlands. *Aquatic Botany*, 72: 349–367.

- Nudds, T.D. 1983. Niche dynamics and organization of waterfowl guilds in variable environments. *Ecology*, 64: 319–330.
- Nummi, P. & Pöysä, H. 1993. Habitat associations of ducks during different phases of the breeding season. *Ecography*, 16: 319–328.
- Nummi, P.; Pöysä, H.; Elmberg, J. & Sjöberg, K. 1994. Habitat distribution of the mallard in relation to vegetation structure, food and population density. *Hidrobiologia*, 279/280: 247–252.
- Ohmart, R.D. & Anderson, B.W. 1986. Riparian habitat. *Inventory and monitoring of wildlife habitat*. Cooperrider, A.Y.; Boyd, R.J. & Stuart, H.R. (eds.). U.S. Dept. Inter., Bur. Land Manage., Service Center, Denver, Co. XVIII. 169–199 pp.
- Olivero, J.; Real, R. & Vargas, J.M. 1998. Distribution of breeding, wintering, and resident waterbirds in Europe: Biotic regions and the macroclimate. *Ornis Fennica*, 75: 153–175.
- Ormerod, S.J.; Boilstone, M.A. & Tyler, S.J. 1985. Factors influencing the abundance of breeding Dippers *Cinclus cinclus* in the catchment of the River Wye, mid-Wales. *Ibis*, 127: 332–340.
- Ormerod, S.J. & Tyler, S.J. 1987. *Dippers (Cinclus cinclus) and grey wagtails (Motacilla cinerea) as indicators of stream acidity in upland Wales*. Diamond, A.W. & Fillion, F.L. (eds.). The Value of Bird ICBP Tech. Publi. n° 6, Londres.
- Osnas, E.E. 2003. The role of competition and local habitat conditions for determining occupancy patterns in Grebes. *Waterbirds*, 26: 209–216.
- Paillisson, J.M.; Reeber, S. & Marion, L. 2002. Bird assemblages as bio-indicators of water regime management and hunting disturbance in natural wet grasslands. *Biological Conservation*, 106: 115–127.
- Palau, A. 1990. Sobre la utilización de índices de calidad del agua. *Tecnología del agua*, 71: 24–31.
- Parejo, D. & Sanchez-Guzman, J.M. 1999. Effects of agricultural development on colonial ardeid populations in southwestern Spain. *Waterbirds*, 22: 302–306.
- Pascual, M.L. (dtor.). 1998. *Inventario de explotaciones de áridos previo al plan ambiental del denominado Parque Regional del Sureste*. Departamento de Ecología. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional, Comunidad de Madrid, Madrid.
- Pastor, J. 1976. *Fisiología del desarrollo, ecología y distribución de los tréboles subterráneos en España*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla, Sevilla.
- Peinado, M. y Bartolomé, C. 1987. La vegetación del río Henares. *V Jornadas de fitosociología*. Del Arco, M.J. y Wildpret, W. (eds). Universidad de la Laguna, La Laguna, Serie Informes, 22. 285–296 pp.
- Peinado, M. y Rivas-Martínez, S. 1987. *La vegetación de España*. Servicio de Publicaciones, Universidad de Alcalá de Henares, Alcalá de Henares.
- Pérez-Hurtado, A. y Hortas, F. 1993. Actividad trófica de limícolas invernantes en salinas y cultivos piscícolas de la Bahía de Cádiz. *Doñana Acta Vertebrata*, 20: 103–123.
- Peris S.J. 1983. Aves acuáticas de lagunas y charcas de la provincia de Salamanca. *Alytes*, 1: 107–126.

- Perrow, M.P.; Schutten, J.H.; Howes, J.R.; Holzer, T.; Madgwick, F.J. & Jowitt, A.J.D.** 1997. Interactions between coot (*Fulica atra*) and submerged macrophytes: the role of birds in the restoration process. *Hydrobiologia*, 342/343: 241–255.
- Petit L.J., Petit D.R., Christian D.G. & Powell D.W.** 1999. Bird communities of natural and modified habitats in Panama. *Ecography*, 22: 292–304.
- Petrie, S.A. & Rogers, K.H.** 1997. Activity budget of breeding white-faced whistling ducks *Dendrocygna viduata* on stock-ponds in semiarid South Africa, and a comparison with north temperate waterfowl. *South African Journal of Wild Research*, 27: 79–85.
- Petrie, S.A. & Petrie, V.** 1998. Activity budget of white-faced whistling-ducks during winter and spring in Northern Kwazulu-Natal, South Africa. *Journal of Wildlife Management*, 62: 1119–1126.
- Pielou, E.C.** 1975. *Ecological diversity*. Wiley Interscience, London.
- Pineda, F.D.; Nicolas, J.P.; Ruíz, M.; Peco, B. & Bernáldez, F.G.** 1981. Succession, diversité et amplitude de niche dans les pâturages du centre de la péninsule ibérique. *Vegetatio*, 47: 267–277.
- Pineda, F.D.** 1996. Papel del agua en la Biosfera: una visión ecológica. En: *El hombre y la conservación de su entorno*. Vieitez, E. (ed.). Real Academia Gallega de las Ciencias, Santiago, España, pp: 121–153.
- Potti, J.** 1985. *Las comunidades de aves del macizo de Ayllón (Sistema Central)*. Tesis Doctoral. Facultad de Biología, Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
- Pöysä, H.** 1983a. Resource utilization pattern and guild structure in a waterfowl community. *Oikos*, 40: 295–307.
- Pöysä, H.** 1983b. Resource utilization relations between the coot (*Fulica atra*) and other waterfowl species. *Finnish Game Research*, 40: 37–48.
- Prat, N.** 1996. Conservación del paisaje ligado a los ecosistemas acuáticos. *Agua y paisaje. Naturaleza, cultura y desarrollo*. Martín J. F. y Montalvo, J. (eds.), Multimedia Ambiental, Madrid, 75–100 pp.
- Prenda, J. y López, P.** 1999. La nutria. Un indicador ecológico de la calidad de los ríos de la Península Ibérica. *Quercus*, 161: 10–16.
- Prenzlouw, D.M & Lovvorn, J.R.** 1997. Design and results of waterfowl breeding population survey for Wyoming. *Journal of Wildlife Management*, 61: 758–767.
- Pusey, B.J. & Arthington, A.H.** 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, 54: 1–16.
- Rempel, R.S.; Abraham, K.F.; Gadawski, T.R. & Ross, R.K.** 1997. A simple wetland habitat classification for boreal forest waterfowl. *Journal of Wildlife Management*, 61: 746–757.
- Ricklefs, R.E.** 1990. Structure of the community. In: *Ecology*. W.H. Freeman and Company, New York. 709–727 pp.
- Riffell, S.K.; Keas, B.E. & Burton, T.M.** 2003. Birds in North American Great Lakes coastal wet meadows: is landscape context important?. *Landscape Ecology*, 18: 95–111.
- Roblas, N. y García-Avilés, J.** 1997. *Valoración ambiental y caracterización de los ecosistemas acuáticos lénticos del Parque Regional en torno a los ejes de los cursos bajos de los ríos Manzanares y Jarama*. Centro de Investigaciones Ambientales de la Comunidad de Madrid

- "Fernando González Bernáldez". Serie Documentos 24, Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional, Soto del Real.
- Robledano, F.R.; Calvo, J.F.; Esteve, M.A.; Palazón, J.A.; Ramírez, L. y Mass, J.** 1987. Tipología, conservación y gestión de las zonas húmedas del sureste español. *Limnetica*, 3: 311–320.
- Robledano, F.R.; Montes, C. y Ramírez-Díaz, L.** 1992. *Relaciones ambientales y conservación de las comunidades de aves acuáticas en la gestión de los humedales del sudeste Español*. Servicio de publicaciones e intercambio científico, Universidad de Murcia, Murcia.
- Roché, J.** 1989. Contribution au dénombrement et à l'écologie de sept espèces d'oiseaux d'eau nicheurs en rivière. *Alauda*, 57: 181–192.
- Roché, J.** 1993. The use of historical data in the ecological zonation of rivers: the case of the "Tern zone". *Vie Mieu*, 43: 27–41.
- Roché, J. & Frochot, B.** 1993. Ornithological contribution to river zonation. *Acta Oecologica*, 14: 415–434.
- Rodríguez Alonso, M.; Palacios Alberti, J. y Martín González, B.** 2003. Las aves acuáticas invernantes en Castilla y León. Análisis de los censos anuales de invernantes durante el periodo 1990–2002. Junta de Castilla y León, Consejería de Medio Ambiente. Valladolid.
- Rodway, M.S.** 1998. Habitat use by Harlequin Ducks breeding in Hebron Fiord, Labrador. *Can. J. Zool.*, 76: 897–901
- Rojas, L.M.; McNeil, R.; Cabana, T. & Lachapelle, P.** 1997. Diurnal and nocturnal visual function in two tactile foraging waterbirds: the american white ibis and the black skimmer. *The Condor*, 99: 191–200.
- Rojas, L.M.; MacNeil, R.; Cabana, T. & Lachapelle, P.** 1999. Diurnal and nocturnal visual capabilities in shorebirds as a function of their feeding strategies. *Brain, Behaviour and Evolution*, 53: 29–43.
- Rolfe, R.** 1966. Notas sobre migración postnupcial en el valle central del Ebro, 1964. *Ardeola*, 11: 118–120.
- Rosa, S.; Palmeirim, J.M. & Moreira, F.** 2003. Factors affecting waterbird abundance and species richness in an increasingly urbanized area of the Tagus estuary in Portugal. *Waterbirds*, 26: 226–232.
- Round, P.D. & Moss, M.** 1984. The waterbird populations of three Welsh rivers. *Bird study*, 31: 61–68.
- Rueda, J.; Tapia, G.; Hernández, R. y Martínez-López, F.** 1998. El río Magro, parte I: evaluación de su calidad biológica mediante la aplicación del BMWP' y del ASPT'. *Ecología*, 12: 135–150.
- Sabater, S.; Sabater, F. y Armengol, J.** 1993. Ecología de los ríos mediterráneos. *Investigación y ciencia*, 203: 72–79.
- Sánchez-Polaina, F.J. y Obregón, F.** 1992. Composición cualitativa de la comunidad de aves de "Los sotos de la Albolafia" (río Guadalquivir, Córdoba). Datos de 1987–1990. *Oxyura*, 6: 23–32.
- Sanders, M.D.** 1999. Effect of changes in water level on numbers of black stilts (*Himantopus novaezelandiae*) using deltas of Lake Benmore. *New Zealand Journal of Zoology*, 26: 155–163.

- Sarrazin, F. & Barbault, R.** 1996. Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *Tree*, 11: 474–478.
- Sastre, P.** 1999. *Efecto de la escala en la estructura espacial de los elementos lineales y el mosaico del paisaje*. Tesis Doctoral. Departamento de Ecología, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
- Schmitz, M.F.; De Aranzabal, I.; Rescia, A. & Pineda, F.D.** 2001. Implications of socioeconomic changes in Mediterranean cultural landscapes. In: *Development of European Landscapes*. Mander, Ü., Printsmann, A. & Palang, H. (eds.). Institute of Geography, University of Tartu, Tartu. Pp. 788–793.
- Schmitz, M.F.; De Aranzabal, I.; Aguilera, P.; Rescia, A. & Pineda, F.D.** 2003. Relationship landscape typology–socioeconomic structure and escenarios of change in Mediterranean cultural landscapes. *Ecological Modelling*, En prensa.
- SEO/BirdLife.** 1994. Censo de aves acuáticas invernantes en la Comunidad de Madrid (Enero 1994). Informe inédito, Consejería de Medio Ambiente, Madrid.
- SEO/BirdLife.** 1995. *Censo de anátidas y fochas reproductoras en los principales ríos de la Comunidad de Madrid 1995*. Informe inédito, Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional, Madrid.
- SEO/BirdLife.** 1996. *Plan de conservación de las especies catalogadas en Madrid, encuadradas en el tipo de hábitats de ribera (aves de ribera)*. Informe inédito, Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional, Madrid.
- SEO/BirdLife.** 1998a. *Seguimiento de la invernada de acuáticas a lo largo de la temporada 1997–1998, análisis de la evolución de la invernada de acuáticas en la Comunidad de Madrid en las 10 últimas temporadas y propuesta actualizada de la lista de humedales de interés para las aves*. Informe inédito, Consejería de Medio Ambiente, Madrid.
- SEO/BirdLife.** 1998b. Censo de aves acuáticas invernantes de la Comunidad de Madrid. Enero 1997. *Anuario ornitológico de Madrid*. 1997. Sociedad Española de Ornitología/Montícola, Madrid. 90–95pp.
- SEO/BirdLife.** 1998c. *Censo de la población reproductora de ardeidas coloniales, 1998*. Informe inédito, Consejería de Medio Ambiente, Madrid.
- SEO/BirdLife.** 1999. Censo de acuáticas invernantes en la Comunidad de Madrid. Invernada 1998–1999. *Anuario ornitológico de Madrid*. 1998. Sociedad Española de Ornitología/Montícola, Madrid. 138–143 pp.
- SEO/BirdLife.** 2001. *Censo de cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*) en la Comunidad de Madrid. Año 2001*. Informe inédito, Consejería de Medio Ambiente, Madrid.
- Shannon, C.E. & Weaver, W.** 1963. *The mathematical theory of communication*. Univ. Illinois Press, Urbana.
- Shubin, A.O.** 1998. Microhabitat distribution of waders (*Charadriiformes, Charadrii*) in foraging areas on south–western coast of the Caspian Sea. *Zoologicheskyy Zhurnal*, 77: 325–336.
- Shubin, A.O.** 1999. Foraging and aggressive behavior of waders (*Charadriiformes, Charadrii*) as an evidence of their competition on feeding areas on the southwestern Caspian Sea coast. *Zoologicheskyy Zhurnal*, 78: 382–397.
- Skagen, S.K. & Knopf, F.L.** 1993. Toward conservation of midcontinental shorebird migrations. *Conservation Biology*, 7: 533–541.

- Skagen, S.K.; Melcher, C.P.; Howe, W.H. & Knopf, F.L.** 1998. Comparative use of riparian corridors and oases by migrating birds in southeast Arizona. *Conservation Biology*, 12: 896–909.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J.** 1973. *Biostatistics*. Ed. W.H. Freeman and Co., San Francisco, California, USA.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J.** 1979. *Biometria*. Ed. Blume. Madrid.
- Sovada, M.A.; Zicus, M.C.; Greenwood, R.J.; Rave, D.P.; Newton, W.E.; Woodward, R.O. & Beiser, J.A.** 2000. Relationships of habitat patch size to predator community and survival of duck nests. *Journal of Wildlife Management*, 64: 820–831.
- Sterling, A.** 1990. *Bases para la conservación de los valores ecológicos de los sotos y bosques de ribera. El caso de la cuenca del río Guadarrama*. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
- Sterling, A.** 1996. *Los sotos, refugio de vida silvestre*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Stevens, L.E.; Schmidt, J.C.; Ayers, T.J. & Brown, B.T.** 1995. Flow regulation, geomorphology, and Colorado River marsh development in the Grand Canyon, Arizona. *Ecological Applications*, 5: 1025–1039.
- Stevens, L.E.; Buck, K.A.; Brown, B.T. & Kline, N.C.** 1997. Dam and geomorphological influences on Colorado River waterbird distribution, Grand Canyon, Arizona, USA. *Regulated Rivers: Research and Management*, 13: 151–169.
- Stevens, C.E.; Gabor, T.S. & Diamond, A.W.** 2003. Use of restored small wetlands by breeding waterfowl in Prince Edward Island, Canada. *Restoration Ecology*, 11: 3–12.
- Summers, R.W. & Kalejta–Summers, B.** 1996. Seasonal use of sandflats and saltmarshes by waders at low and high tide at Langebann Lagoon, South Africa. *Ostrich*, 67: 72–79.
- Tellería, J.L.** 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Raíces, Madrid.
- Tellería, J.L.** (ed.). 1988. *Invernada de aves en la Península Ibérica*. Monografía 1. Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Terradas, J.** 2001. *Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de las comunidades y paisajes*. Omega, Barcelona.
- Tietje, W.D. & Teer, J.G.** 1988. Winter body condition of Northern Shovelers on freshwater and saline habitats. *Waterfowl in winter*. Weller, M. (Ed.), University of Minnesota Press, Minneapolis. 353–376pp.
- Tori, G.M.; McLeod, S.; McKnight, K.; Moorman, T. & Reid, F.A.** 2002. Wetland conservation and ducks unlimited: Real world approaches to multispecies management. *Waterbirds*, 25: 115–121.
- Troumbis, A.Y.; Farjon, J.M.J.; Felton, M.; Miklos, L.; Mugica, M. & Jongman, R.** 1995. *Buffer zones and ecological corridors*. European Centre for Nature Conservation, París.
- TYPSA.** 1997. *Estudio y redacción del proyecto de acondicionamiento del río Henares desde el T.M. de Humanes hasta su desembocadura en el Jarama (Guadalajara y Madrid)*. Ministerio de Medio Ambiente, Confederación Hidrográfica del Tajo, Madrid.
- Ulenaers, P & Dhondt, A.A.** 1991. Phenology, habitat choice and reproduction of the great crested grebe *Podiceps cristatus* L., on a fish–farm. *Ardea*, 79: 395–408.

- UNESCO. 1971. *Convención relativa a los humedales de importancia internacional especialmente como hábitats de aves acuáticas (Convenio de Ramsar)*. Oficina de Normas Internacionales y Asuntos Legales, París.
- Urilebarrea, D.; Pérez-González, A. y Benito G. 1997. El estrangulamiento en enero de 1970 del meandro del castillo de Aldovea en el río Henares. *Geogaceta*, 22: 211–214.
- Valkama, J.; Robertson, P. & Currie, D. 1998. Habitat selection by breeding curlews (*Numenius arquata*) on farmland: the importance of grassland. *Ann. Zool. Fennici.*, 35: 141–148.
- Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R. & Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. And Aquat. Sci.*, 37: 130–137.
- VanRees–Siewert, K.L. & Dinsmore, J.J. 1996. Influence of wetland age on bird use of restored wetlands in Iowa. *Wetlands*, 16: 577–582.
- Vargas, J.M.; Real, R. & Guerrero, J.C. 1998. Biogeographical regions of the iberian peninsula based on freshwater fish and amphibian distributions. *Ecography*, 21: 371–382.
- Vega, I. 1996. *Ríos Vivos 1991/1996. Campaña de conservación y educación ambiental para los ríos, bosques de ribera y agua*. WWF/Adena, Fondo Mundial para la Naturaleza, Madrid.
- Velasco, T. 1992a. Waders along inland rivers in Spain. *Wader Study Group Bull.*, 64: 41–44.
- Velasco, T. 1992b. Migración e invernada del correlimos de Temminck (*Calidris temminckii*) en España. *Ecología*, 6: 207–214.
- Velasco, T. y Blanco, G. 1996. Descripción de la comunidad invernal de aves en un parque urbano. *Airo*, 7: 26–35.
- Venables, W.N. & Ripley, B.D. 1999. *Modern applied statistics with S-Plus*. Springer, New York.
- Vessen J.V., Hecker N. & Tucker G.M. 1997. Inland wetlands. En: *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment*. Tucker G.M. & Evans M.I. (eds.). Series nº6, BirdLife Conservation, Cambridge, U.K. 25–159 pp.
- Watson, J.R. 1991. The identification of river foreshore corridors for nature conservation in the South Coast Region of Western Australia. *Nature conservation 2: the role of corridors*. Denis A. Saunders & Richard J. Hobbs (eds.), Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Australia.
- Weller, M.W. 1986. Marshes. *Inventory and monitoring of wildlife habitat*. Cooperrider, A.Y.; Boyd, R.J. & Stuart, H.R. (eds.). U.S. Dept. Inter., Bur. Land Manage., Service Center, Denver, Co. XVIII. 201–225 pp.
- Weller, M.W. 1995. Use of two waterbird guilds as evaluation tools for the kissimmee River restoration. *Restoration Ecology*, 3: 211–224.
- Weseloh, D.V.; Ryckman, D.P.; Pettit, K.; Koster, M.D.; Ewins, P.J. & Hamr, P. 1997. Distribution and abundance of waterbirds in summer in Severn Sound (Georgian Bay), Lake Huron: an IJC Area of Concern. *J. Great Lakes Res.*, 23: 27–35.
- Zamora, R. y Camacho, I. 1984. Evolución estacional de la comunidad de aves en un encinar de Sierra Nevada. *Doñana, Acta Vertebrata*, 11: 25–43.
- Zar, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice–Hall International Editions. New Jersey.

Anexos

Anexo I. Especies de aves acuáticas registradas en los censos

N. vernáculo	N. científico	Cód. sp	GAT
Ánade azulón	<i>Anas platyrhynchos</i> Linnaeus, 1758	Anpl	Anátidas
Ánade friso	<i>Anas strepera</i> Linnaeus, 1758	Anst	Anátidas
Ánade rabudo	<i>Anas acuta</i> Linnaeus, 1758	Anac	Anátidas
Ánsar común	<i>Anser anser</i> Linnaeus, 1758	Anan	Anátidas
Cerceta carretona	<i>Anas querquedula</i> Linnaeus, 1758	Anqu	Anátidas
Cerceta común	<i>Anas crecca</i> Linnaeus, 1758	Ancr	Anátidas
Cuchara común	<i>Anas clypeata</i> Linnaeus, 1758	Ancl	Anátidas
Malvasía híbrida	<i>Oxyura leucocephala</i> Scopoli, 1769 x <i>O. jamaicensis</i> Gmelin, 1789	Oxle	Anátidas
Pato colorado	<i>Netta rufina</i> Pallas, 1773	Neru	Anátidas
Porrón europeo	<i>Aythya ferina</i> Linnaeus, 1758	Ayfe	Anátidas
Porrón moñudo	<i>Aythya fuligula</i> Linnaeus, 1758	Ayfu	Anátidas
Porrón pardo	<i>Aythya nyroca</i> Gmelin, 1789	Ayny	Anátidas
Silbón europeo	<i>Anas penelope</i> Linnaeus, 1758	Anpe	Anátidas
Cormorán grande	<i>Phalacrocorax carbo</i> Linnaeus, 1758	Phca	Cormoranes
Avetorillo común	<i>Ixobrychus minutus</i> Linnaeus, 1758	Ixmi	Garzas/cigüeñas
Cigüeña blanca	<i>Ciconia ciconia</i> Linnaeus, 1758	Cici	Garzas/cigüeñas
Cigüeña negra	<i>Ciconia nigra</i> Linnaeus, 1758	Cini	Garzas/cigüeñas
Garceta común	<i>Egretta garzetta</i> Linnaeus, 1766	Egga	Garzas/cigüeñas
Garcilla bueyera	<i>Bubulcus ibis</i> Linnaeus, 1758	Buib	Garzas/cigüeñas
Garcilla cangrejera	<i>Ardeola ralloides</i> Scopoli, 1769	Arra	Garzas/cigüeñas
Garza imperial	<i>Ardea purpurea</i> Linnaeus, 1766	Arpu	Garzas/cigüeñas
Garza real	<i>Ardea cinerea</i> Linnaeus, 1758	Arci	Garzas/cigüeñas
Martinete común	<i>Nycticorax nycticorax</i> Linnaeus, 1758	Nyny	Garzas/cigüeñas
Fumarel cariblanco	<i>Chlidonias hybridus</i> Pallas, 1811	Chhy	Láridos
Fumarel común	<i>Chlidonias niger</i> Linnaeus, 1758	Chni	Láridos
Gaviota reidora	<i>Larus ridibundus</i> Linnaeus, 1766	Lari	Láridos
Gaviota sombría	<i>Larus fuscus</i> Linnaeus, 1758	Lafu	Láridos
Agachadiza chica	<i>Limnodytes minimus</i> Brünnich, 1764	Lymi	Limícolas
Agachadiza común	<i>Gallinago gallinago</i> Linnaeus, 1758	Gaga	Limícolas
Agachadiza real	<i>Gallinago media</i> Latham, 1787	Game	Limícolas
Aguja colinegra	<i>Limosa limosa</i> Linnaeus, 1758	Lili	Limícolas
Alcaraván común	<i>Burhinus oedipnemus</i> Linnaeus, 1758	Buoe	Limícolas
Andarríos bastardo	<i>Tringa glareola</i> Linnaeus, 1758	Trgl	Limícolas
Andarríos chico	<i>Actitis hypoleucos</i> Linnaeus, 1758	Achy	Limícolas
Andarríos grande	<i>Tringa ochropus</i> Linnaeus, 1758	Troc	Limícolas
Archibebe claro	<i>Tringa nebularia</i> Gmelin, 1789	Trne	Limícolas
Archibebe común	<i>Tringa totanus</i> Linnaeus, 1758	Trto	Limícolas
Archibebe oscuro	<i>Tringa erythropus</i> Pallas, 1764	Trer	Limícolas
Avefría europea	<i>Vanellus vanellus</i> Linnaeus, 1758	Vava	Limícolas
Avoceta común	<i>Recurvirostra avosetta</i> Linnaeus, 1758	Reav	Limícolas
Chorlitejo chico	<i>Charadrius dubius</i> Scopoli, 1786	Chdu	Limícolas
Chorlitejo grande	<i>Charadrius hiaticula</i> Linnaeus, 1758	Chhi	Limícolas
Chorlito dorado europeo	<i>Pluvialis apricaria</i> Linnaeus, 1758	Plap	Limícolas
Cigüeñuela común	<i>Himantopus himantopus</i> Linnaeus, 1758	Hihi	Limícolas
Combatiente	<i>Philomachus pugnax</i> Linnaeus, 1758	Phpu	Limícolas
Correlimos común	<i>Calidris alpina</i> Linnaeus, 1758	Caal	Limícolas
Correlimos de Temminck	<i>Calidris temminckii</i> Leisler, 1812	Cate	Limícolas
Correlimos menudo	<i>Calidris minuta</i> Leisler, 1812	Cami	Limícolas
Correlimos zarapitín	<i>Calidris ferruginea</i> Pontoppidan, 1763	Cafe	Limícolas
Zarapito trinador	<i>Numenius phaeopus</i> Linnaeus, 1758	Nuph	Limícolas
Focha común	<i>Fulica atra</i> Linnaeus, 1758	Fuat	Rálidos
Gallineta común	<i>Gallinula chloropus</i> Linnaeus, 1758	Gach	Rálidos
Rascón europeo	<i>Rallus aquaticus</i> Linnaeus, 1758	Raaq	Rálidos
Somormujo lavanco	<i>Podiceps cristatus</i> Linnaeus, 1758	Pocr	Somormujos
Zampullín común	<i>Tachybaptus ruficollis</i> Pallas, 1764	Taru	Somormujos
Zampullín cuellinegro	<i>Podiceps nigricollis</i> C.L. Brehm, 1831	Poni	Somormujos

Anexo II. Especies de aves acuáticas registradas: distribución y abundancia media quincenal

LEYENDA:

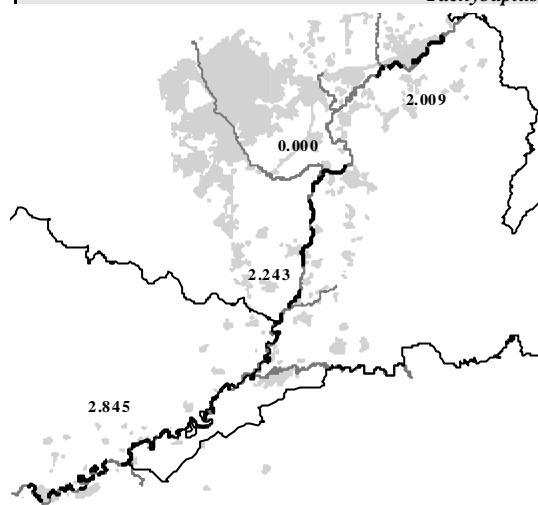
Nombre de la especie

Gráfica: Las barras representan el Índice Kilométrico de Abundancia (IKA) medio quincenal de los 39 tramos censados. Las líneas verticales se refieren a:

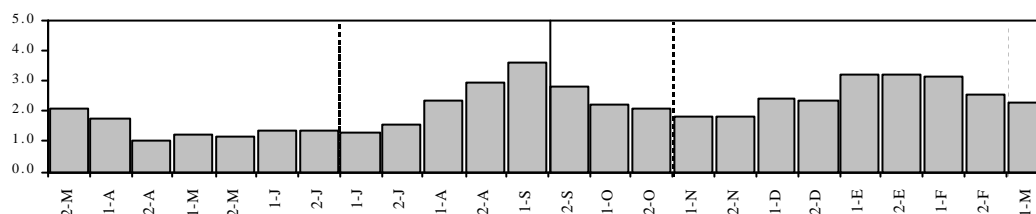
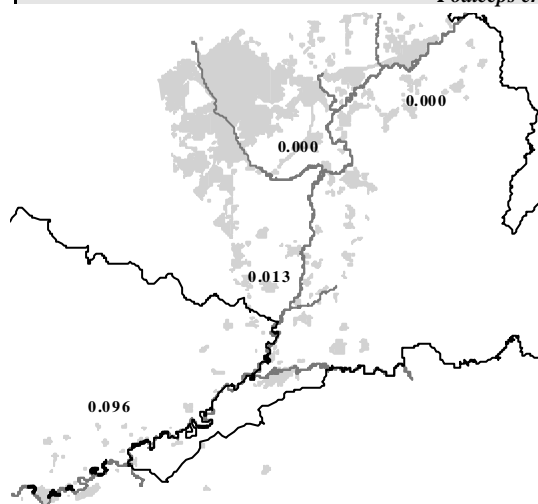
- LÍNEA DISCONTINUA. División del ciclo anual en tres grupos de quincenas según la máxima heterogeneidad temporal de la comunidad: Reproducción, Postnupcial e Invernada.
- LÍNEA CONTINUA. División del ciclo anual en dos grupos de quincenas según la máxima heterogeneidad temporal de la comunidad: Primavera/verano y Otoño/invierno.

Mapa: Representa la zona de estudio con los tramos (en trazo negro más grueso) en los que se ha registrado la especie. Los valores del mapa corresponden a la abundancia media anual (IKA) en cada una de las cuatro unidades fluviales: Tajo, Jarama, Manzanares y Henares.

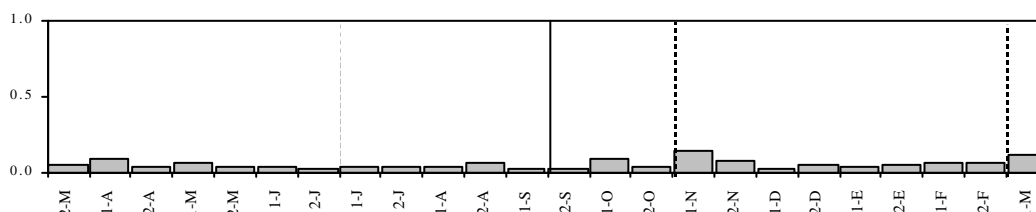
- 1.- Familia y Grupo de Afinidad Taxonómica (entre paréntesis) en el que se ha incluido a la especie.
- 2.- Número máximo de individuos censados para la totalidad de los tramos fluviales en una única quincena (se indica entre paréntesis cual es la quincena).
- 3.- Estatus migratológico local de la especie: A.- Accidental (presencia con muy baja frecuencia) / E.- Estival (presencia habitual en época de cría) / I.- Invernante (presencia habitual en invierno) / P.- Migrador (presencia habitual durante los pasos migratorios) / S.- Sedentaria (presencia habitual a lo largo del año).
- 4.- Amplitud de nicho (A_3) de la especie para el patrón temporal Reproducción (primavera), Postnupcial (verano/otoño) e Invernada (invierno), valores medios de abundancia (IKAs) en los tres periodos \pm desviación estándar y significación estadística según el test de Nemenyi (Zar, 1984), orden: Reproducción vs Postnupcial / Reproducción vs Invernada / Postnupcial vs Invernada. ***: $p < 0.001$; **: $p < 0.01$; *: $p < 0.05$.
- 5.- Amplitud de nicho (A_2) de la especie para el patrón temporal Primavera/verano y Otoño/invierno, valores medios de abundancia (IKAs) en ambos periodos \pm desviación estándar y significación estadística (igual que en 4) según el test de U Mann-Whitney.
- 6.- Distribución, descripción migratoria y abundancia de la especie (y GAT) en la zona de estudio.

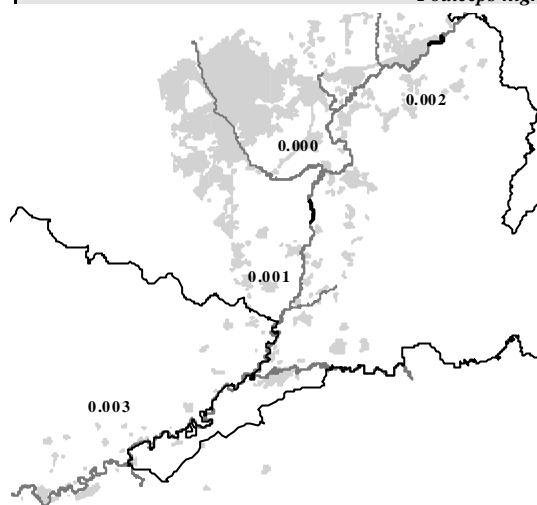
***Tachybaptus ruficollis* (Zampullín común)**

- 1.- Podicipedidae (Somormujos)
- 2.- 299 (1ª quincena de septiembre)
- 3.- I, P, S
- 4.- $A_3 = 0.99$; 1.528 ± 0.446 , 2.362 ± 0.750 y 2.568 ± 0.578 ; ns / ** / ns
- 5.- $A_2 = 0.99$; 1.813 ± 0.799 y 2.492 ± 0.498 ; *
- 6.- Especie de presencia paleártica sudoccidental. Se trata de un ave ampliamente distribuida por toda la Península Ibérica, ocupando una gran variedad de ambientes húmedos, tanto naturales como artificiales: embalses, ríos, lagunas, charcas, graveras. El único río en el que no se le ha detectado, dado su elevado grado de contaminación, es en el tramo bajo del Manzanares. La presencia de zampullín común en la cuenca media del Tago es constante a lo largo del ciclo anual (valor de amplitud de nicho muy próximo a la unidad en ambas divisiones del año), destacando máximas concentraciones de aves durante el paso migratorio otoñal (agosto-septiembre, hasta 19.5 aves/km en ciertos tramos) e invernal (enero-febrero, hasta 31.5 aves/km en ciertos tramos). El carácter generalista de la especie para su distribución temporal hace que las diferencias de abundancia entre periodos no sean muy significativas, salvo para el caso de división del ciclo anual en tres periodos. En este caso la abundancia media durante el invierno resulta ser significativamente mayor respecto a la primaveral.

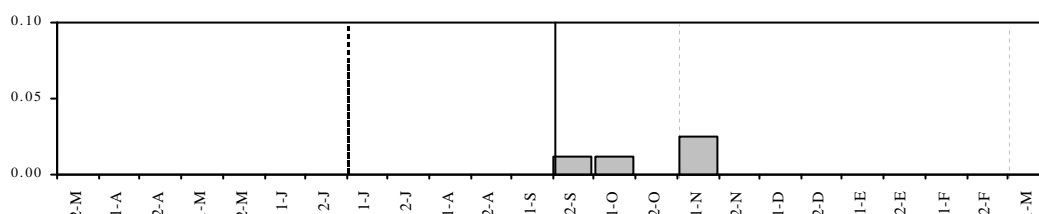
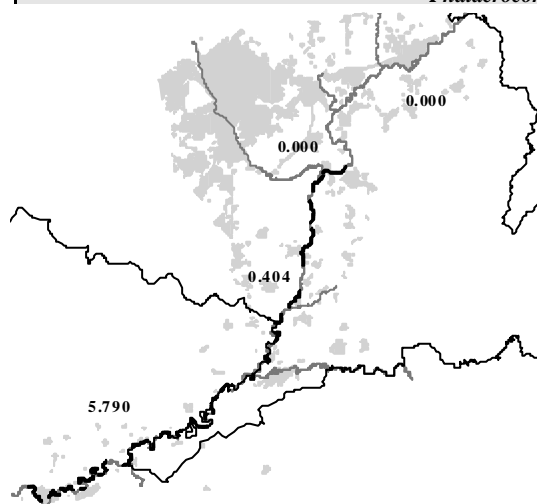
***Podiceps cristatus* (Somormujo lavanco)**

- 1.- Podicipedidae (Somormujos)
- 2.- 12 (1ª quincena de noviembre)
- 3.- S
- 4.- $A_3 = 1.00$; 0.056 ± 0.031 , 0.043 ± 0.020 y 0.061 ± 0.035 ; ns / ns / ns
- 5.- $A_2 = 1.00$; 0.044 ± 0.017 y 0.063 ± 0.036 ; ns.
- 6.- Ave de distribución paleártica central y meridional. Se trata de una especie menos ubiqüista que la anterior, que selecciona zonas húmedas remansadas con extensa lámina de agua. Referidas características únicamente se encuentran en ciertos tramos del río Tago y en el Jarama cerca de su confluencia con el Tago. Las mayores abundancias (2.5 aves/km) se localizan en los tramos bajos del Tago. En la zona de estudio se encuentra presente a lo largo de todas las quincenas de censo, aunque con una abundancia media bastante escasa. Se trata de una especie con valor máximo de amplitud de nicho, para la que no se detectaron diferencias significativas de abundancia entre los periodos de tiempo considerados. La invernada de esta especie en el ecosistema fluvial del Tago medio es prácticamente inexistente. Los individuos invernales que se detectaron corresponden a las parejas sedentarias que crían en el medio fluvial.

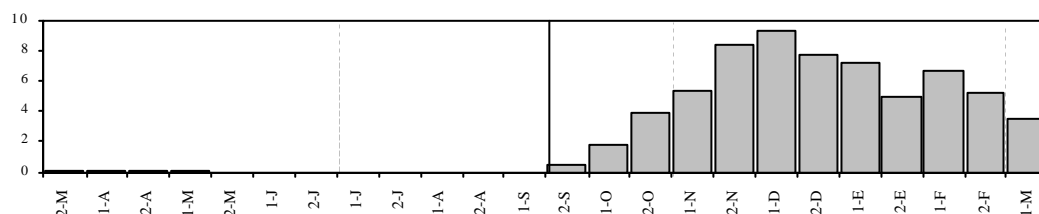


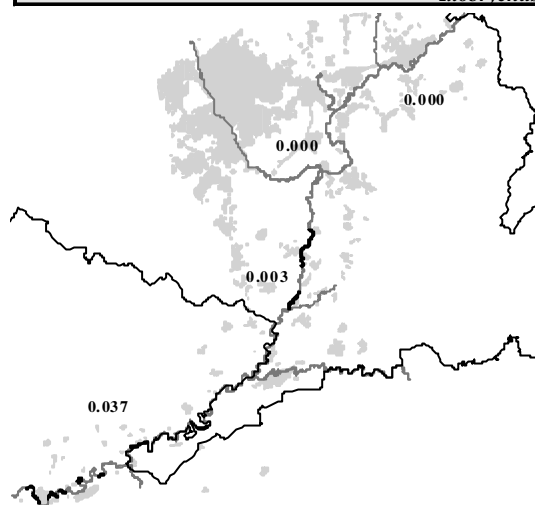
***Podiceps nigricollis* (Zampullín cuellinegro)**

- 1.- Podicipedidae (Somormujos)
- 2.- 2 (1ª quincena de noviembre)
- 3.- A
- 4.- $A_3 = 0.58$; 0.000 ± 0.000 , 0.002 ± 0.005 y 0.002 ± 0.007 ; -- / -- / ns
- 5.- $A_2 = 0.00$; 0.000 ± 0.000 y 0.003 ± 0.007 ; --.
- 6.- Especie de presencia paleártica central y occidental. Tiende a ocupar preferentemente lagunas y zonas embalsadas, evitando ríos y ambientes lóticos, al menos durante el periodo reproductor. La cría de esta especie en la zona centro de la Península Ibérica sólo se ha registrado en embalses y lagunas, con contingentes generalmente muy reducidos. La presencia de individuos de esta especie en la cuenca media del Tajo responde únicamente a individuos accidentales durante el paso postnupcial, registrándose abundancias muy poco significativas (valores máximos de abundancia registrados de 0.29 aves/km en cierto tramo del río Henares). Su valor de amplitud de nicho es muy bajo, siendo algo más alto cuando consideramos el mayor número de divisiones del ciclo anual. Dada la escasa presencia de individuos, las diferencias de abundancia entre periodos temporales no resulta significativa en ningún caso.

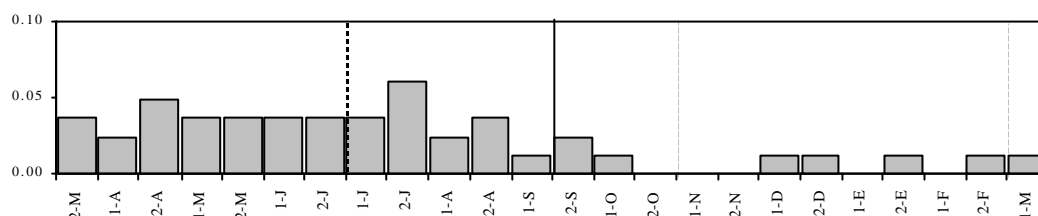
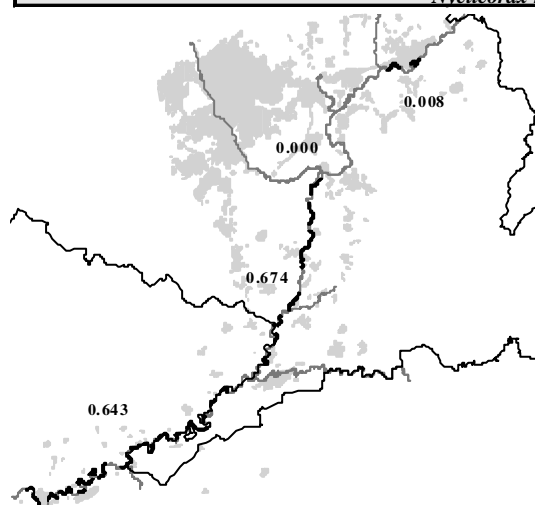
***Phalacrocorax carbo* (Cormorán grande)**

- 1.- Phalacrocoracidae (Cormorán)
- 2.- 775 (1ª quincena de diciembre)
- 3.- I
- 4.- $A_3 = 0.70$; 0.495 ± 1.228 , 0.793 ± 1.403 y 6.871 ± 1.578 ; ns / ** / **
- 5.- $A_2 = 0.57$; 0.047 ± 0.048 y 5.392 ± 2.653 ; ***
- 6.- La subespecie mayoritaria en la cuenca media del Tajo es *P. c. sinensis*, que se distribuye por Europa oriental y central. Esta subespecie presenta flujos migratorios tanto por la costa como por el interior peninsular. Es nidificante muy escaso en aguas interiores de la Península Ibérica, existiendo citas de cría esporádica en ambientes lóticos del interior: Embalse de Santillana (Madrid), Navalcán (Toledo), etc. La presencia de esta ave en la cuenca media del Tajo se encuentra asociada a humedales de carácter artificial generados durante la extracción de áridos (graveras). La especie aparece sobre todo en los cursos fluviales durante la ocupación de dormideros. La abundancia media de individuos durante el invierno es significativamente mayor respecto al resto de los periodos del ciclo anual. Su valor de amplitud de nicho es menor en la división del ciclo anual en dos periodos, que hace que se ajuste mejor a este patrón.

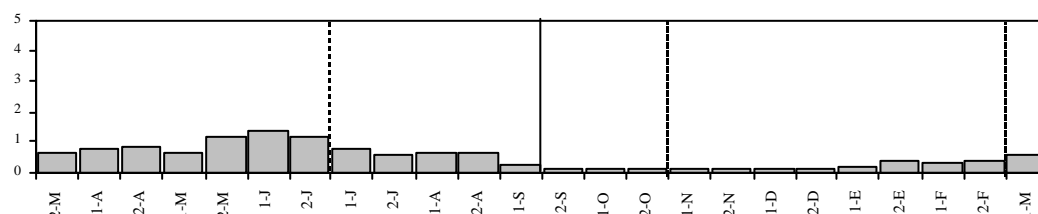


***Ixobrychus minutus* (Avetorillo común)**

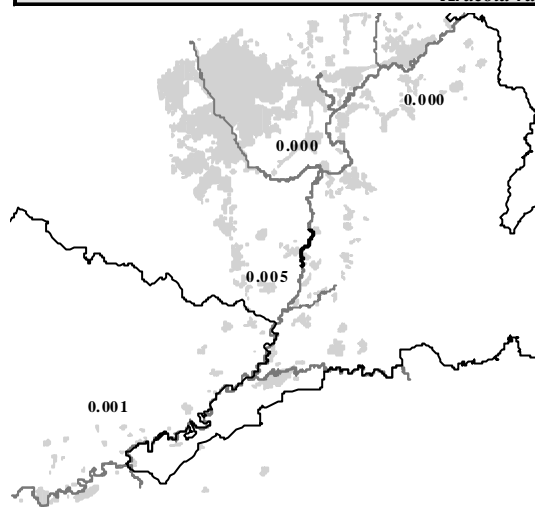
- 1.- Ardeidae (Garzas y cigüeñas)
- 2.- 5 (2ª quincena de julio)
- 3.- E, I
- 4.- $A_3 = 0.97; 0.035 \pm 0.013, 0.025 \pm 0.020$ y 0.005 ± 0.005 ; ns / ** / ns
- 5.- $A_2 = 0.95; 0.037 \pm 0.014$ y 0.007 ± 0.007 ; ***
- 6.- Pequeña garza de presencia paleártica, distribuida por carrizales de toda la Península Ibérica. Se trata de una especie de ardeida migradora que cría en la zona de estudio de forma aislada. Dado que se trata de un ave poco conspicua, habita y nidifica en zonas con exuberante vegetación de macrófitos emergentes y presenta una actividad nocturna y crepuscular, las abundancias registradas se encuentran ciertamente infravaloradas. A pesar de que no se la registró en el río Henares, su presencia es segura. En la cuenca media del Tajo aparece como ave estival y reproductora, registrándose algunos individuos invernantes. La amplitud de nicho para su escala temporal es muy próxima a la unidad en ambas divisiones del ciclo anual, lo que se relaciona en este caso con una abundancia reducida pero constante a lo largo del año de seguimiento. La abundancia en el periodo primavera-verano es significativamente mayor respecto a la otoño-invernal.

***Nycticorax nycticorax* (Martinete común)**

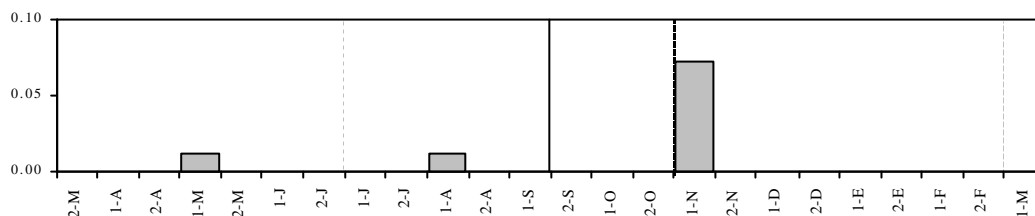
- 1.- Ardeidae (Garzas y cigüeñas)
- 2.- 117 (1ª quincena de junio)
- 3.- E, I
- 4.- $A_3 = 0.99; 0.904 \pm 0.306, 0.403 \pm 0.279$ y 0.235 ± 0.114 ; * / ** / ns
- 5.- $A_2 = 0.99; 0.790 \pm 0.321$ y 0.237 ± 0.154 ; ***
- 6.- La subespecie presente en la zona tiene una distribución paleártica y africana. Se trata de un ave migradora con presencia predominantemente estival, aunque se registran individuos aislados durante el invierno. Es una especie de actividad nocturna y crepuscular. La presencia de esta garza se encuentra asociada a la existencia de sotos próximos al cauce fluvial donde instalar sus nidos. Nidifica en colonias mixtas con otras garzas, preferentemente garcilla buevera (*Bubulcus ibis*) y garceta común (*Egretta garzetta*) en la cuenca estudiada. Las máximas abundancias se registran durante la reproducción en ambas divisiones del ciclo anual, y secundariamente durante el paso postnupcial. La amplitud de nicho adopta valores muy próximos a la unidad, lo que denota un cierto carácter generalista del uso de la especie del ecosistema fluvial a lo largo de su ciclo biológico en la cuenca media del Tajo.



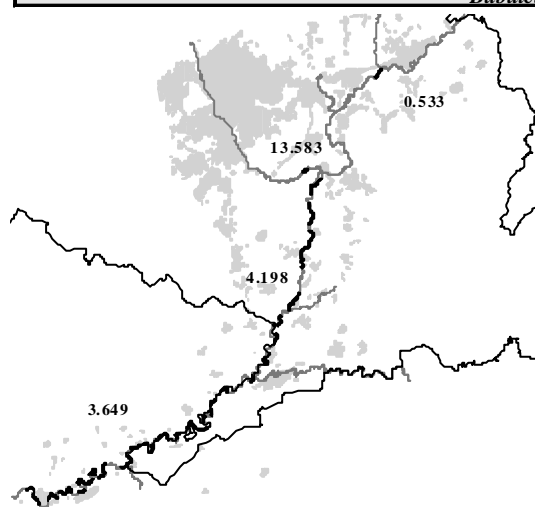
***Ardeola ralloides* (Garcilla cangrejera)**



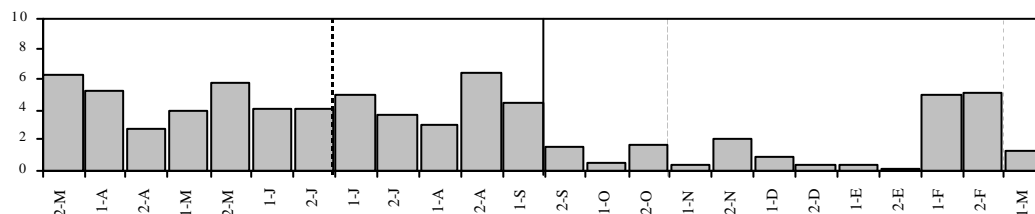
- 1.- Ardeidae (Garzas y cigüeñas)
- 2.- 6 (1ª quincena de noviembre)
- 3.- A
- 4.- $A_3 = 1.00$; 0.001 ± 0.004 , 0.001 ± 0.004 y 0.009 ± 0.025 ; ns / ns / ns
- 5.- $A_2 = 0.92$; 0.002 ± 0.004 y 0.006 ± 0.020 ; ns
- 6.- Especie con presencia en el Paleártico meridional y África subsahariana. Su distribución es muy dispersa por el sudeste peninsular. Parece comportarse como una garza migradora transahariana, detectándose individuos esporádicos en la cuenca estudiada durante el paso migratorio. Las diferencias de abundancias, dada la escasez de esta ave, no son significativas entre ninguno de los periodos temporales descritos. Este carácter hace adoptar un valor alto de amplitud de nicho, puesto que su presencia accidental puede ocurrir con similar frecuencia en cualquiera de los periodos anuales definidos.

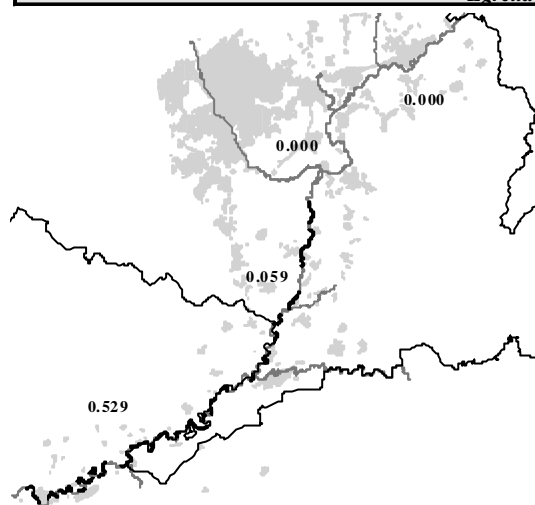


***Bubulcus ibis* (Garcilla buevera)**

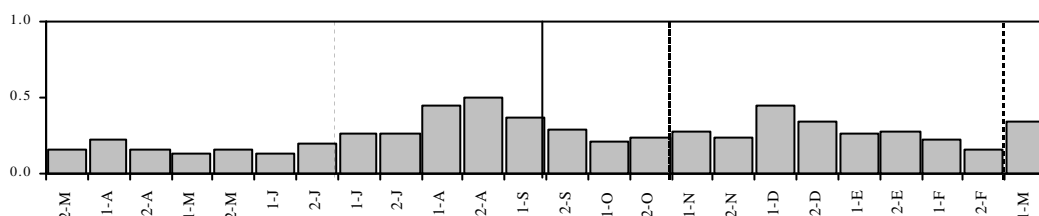
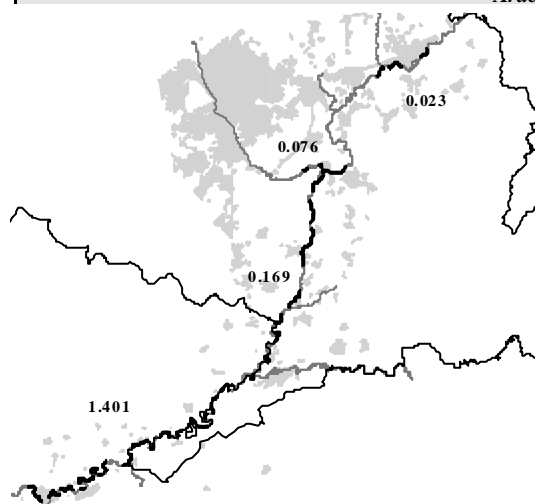


- 1.- Ardeidae (Garzas y cigüeñas)
- 2.- 520 (2ª quincena de marzo)
- 3.- S
- 4.- $A_3 = 0.97$; 4.169 ± 1.631 , 3.294 ± 1.994 y 1.789 ± 2.092 ; ns / ns / ns
- 5.- $A_2 = 0.88$; 4.557 ± 1.205 y 1.610 ± 1.710 ; ***
- 6.- Se trata de una garza de distribución cosmopolita, que habita el Paleártico occidental, África y el continente americano. Es una especie reproductora colonial que nidifica en árboles de zonas próximas a cauces fluviales y zonas húmedas. Aunque es una especie eminentemente sedentaria, realiza desplazamientos muy marcados. Se la detecta en los ríos estudiados a lo largo de todo el ciclo anual. Aunque su valor de amplitud de nicho es muy próximo a la unidad en la división del año en tres periodos, la abundancia de esta especie es significativamente mayor durante el periodo primavera-verano respecto a la otoño-invernal. Parece ser que prefiere explotar otros recursos alejados del ambiente fluvial en estos periodos de menor abundancia. La significación tan alta entre periodos disminuye radicalmente si dividimos el ciclo anual en tres unidades temporales.

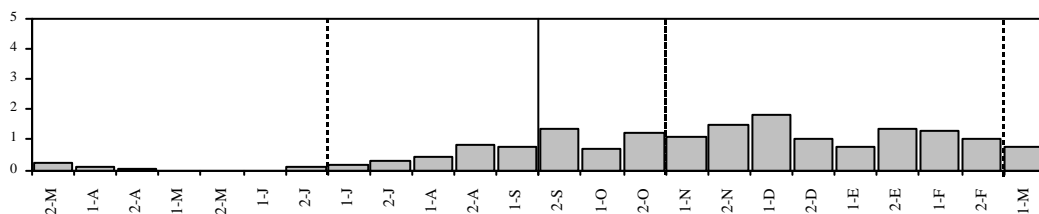


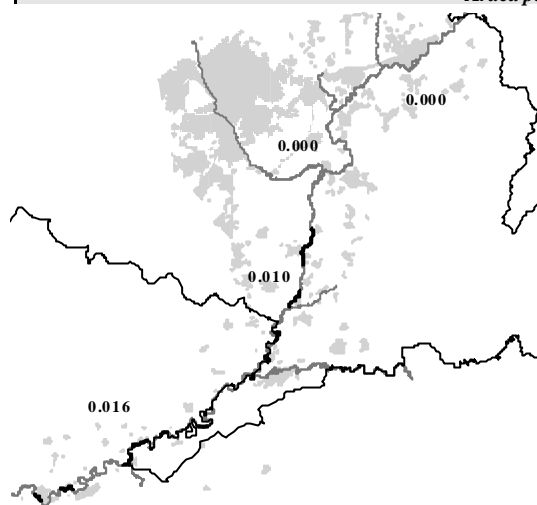
***Egretta garzetta* (Garceta común)**

- 1.- Ardeidae (Garzas y cigüeñas)
- 2.- 41 (2ª quincena de agosto)
- 3.- S
- 4.- $A_3 = 1.00; 0.186 \pm 0.069, 0.319 \pm 0.105$ y 0.280 ± 0.087 ; * / ns / ns
- 5.- $A_2 = 1.00; 0.248 \pm 0.123$ y 0.276 ± 0.077 ; ns
- 6.- La subespecie presente en la cuenca media del Tajo se encuentra distribuida por el Paleártico y el continente africano. En lo referente a la Península Ibérica, las colonias de reproducción se localizan preferentemente en la mitad sur. Es un ave de nidificación colonial en la cuenca media del Tajo, vinculada durante la fase de reproducción a otras especies de garzas igualmente coloniales. En la zona de estudio se encuentra presente a lo largo de todo el ciclo anual (valor de amplitud de nicho máximo en ambas divisiones del ciclo anual), siendo algo más abundante durante la fase postnupcial si consideramos la división del ciclo anual en tres periodos.

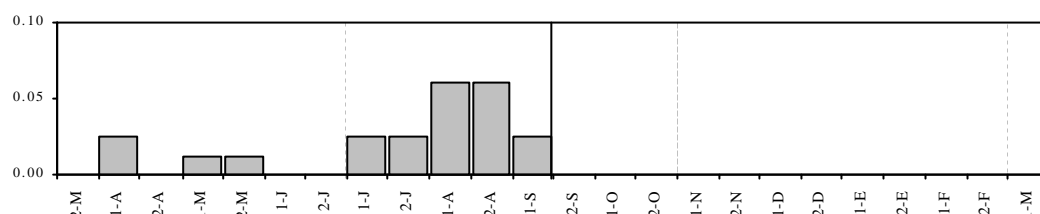
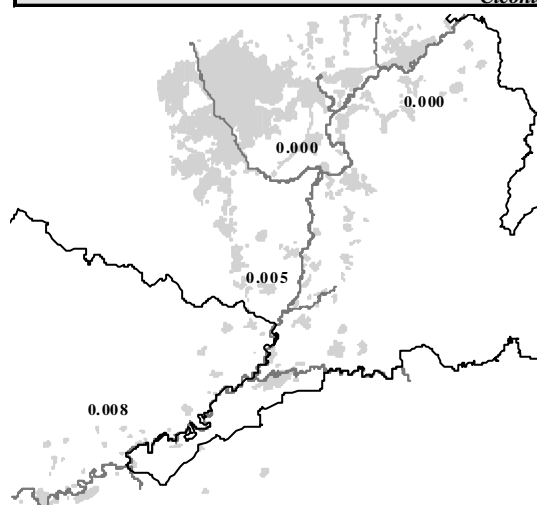
***Ardeacinerea* (Garza real)**

- 1.- Ardeidae (Garzas y cigüeñas)
- 2.- 149 (1ª quincena de diciembre)
- 3.- E, I
- 4.- $A_3 = 0.96; 0.171 \pm 0.270, 0.718 \pm 0.415$ y 1.239 ± 0.319 ; ns / *** / ns
- 5.- $A_2 = 0.93; 0.254 \pm 0.279$ y 1.164 ± 0.326 ; ***
- 6.- La subespecie que puebla la Península Ibérica presenta una distribución paleártica y africana. Las colonias de cría se localizan principalmente en la mitad occidental de la Península. Estas aves realizan movimientos dispersivos irregulares bastante marcados dentro de la Península Ibérica, pudiendo llegar aves invernantes extrapeninsulares a partir del mes de agosto. En la cuenca fluvial estudiada aparecen aves no reproductoras durante el periodo estival e invernal, pudiéndose llegar a registrar abundancias puntuales realmente altas de hasta 23 aves/km (en los tramos medios del río Tajo). La distribución temporal de la garza real en el medio fluvial adopta un valor de amplitud de nicho considerablemente alto ($A > 0.90$), aunque las abundancias más altas se registran durante el invierno.

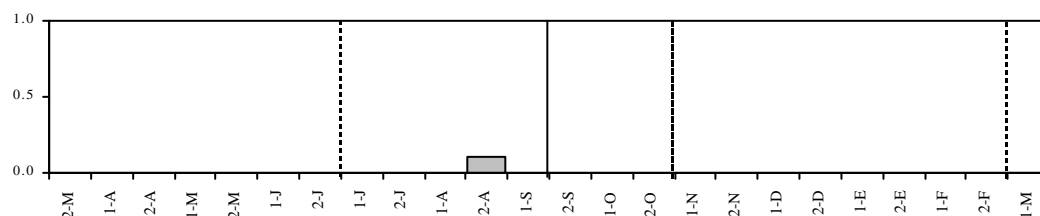


***Ardea purpurea* (Garza imperial)**

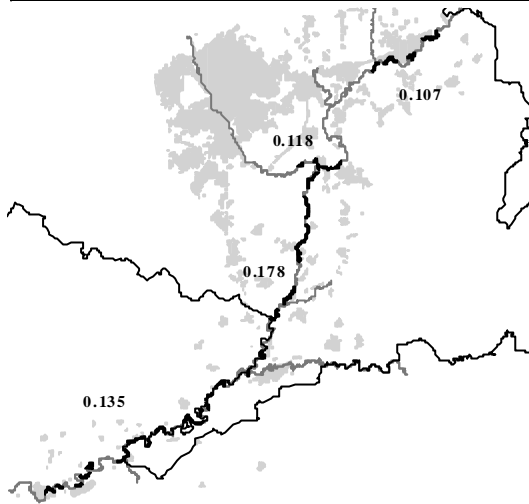
- 1.- Ardeidae (Garzas y cigüeñas)
- 2.- 5 (mes de agosto)
- 3.- E, P
- 4.- $A_3 = 0.60$; 0.005 ± 0.008 , 0.022 ± 0.025 y 0.000 ± 0.000 ; ns / -- / --
- 5.- $A_2 = 0.00$; 0.018 ± 0.021 y 0.000 ± 0.000 ; --
- 6.- Se trata de una especie de garza migradora con distribución paleártica occidental y africana, y con presencia eminentemente estival en la cuenca media del río Tago. En la Península Ibérica nidifica en pequeñas colonias dispersas por su geografía, sur y este fundamentalmente, aunque también puede llegar a nidificar aisladamente cuando las condiciones ambientales de los humedales (presencia de macrófitos) lo permiten. En la zona de estudio tiende a nidificar en zonas húmedas de carácter léntico, asociadas al cauce de los ríos y con abundante carrizo (graveras, galachos). La presencia de esta garza en los ríos no parece estar especialmente asociada a la reproducción, a pesar de que se alimenta frecuentemente en ellos. Su bajo valor de amplitud de nicho denota una marcada estacionalidad y un carácter de especialista para ocupar el ambiente fluvial cuando consideramos la división del año en dos periodos ($A = 0.00$). Las abundancias más altas se registran durante el periodo postnupcial, registrándose entonces hasta 1.3 aves/km en ciertos tramos del Tago.

***Ciconia nigra* (Cigüeña negra)**

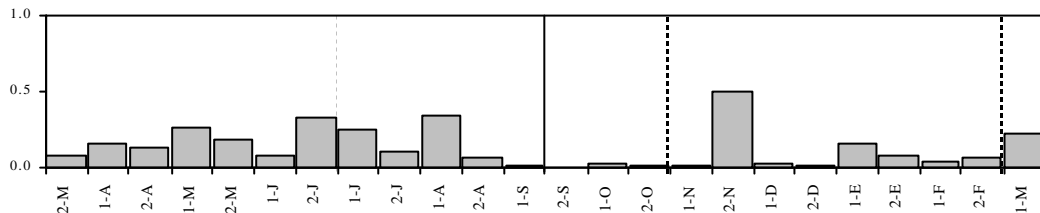
- 1.- Ciconiidae (Garzas y cigüeñas)
- 2.- 9 (2ª quincena de agosto)
- 3.- A
- 4.- $A_3 = 0.00$; 0.000 ± 0.000 , 0.014 ± 0.039 y 0.000 ± 0.000 ; -- / -- / --
- 5.- $A_2 = 0.00$; 0.009 ± 0.032 y 0.000 ± 0.000 ; --
- 6.- Especie de distribución paleártica y africana meridional, nidificante exclusivamente en el sector centro meridional de la Península Ibérica. Las parejas nidificantes de esta especie más próximas a la zona de estudio se localizan en el sudoeste de la Comunidad de Madrid. Nidifica en áreas de monte mediterráneo (encinares, pinares mediterráneos y alcornoques) cercanas a zonas húmedas y en cantiles fluviales apropiados. Se trata de un ave migradora de presencia estival que puede ser registrada en zonas más o menos alejadas de sus lugares de nidificación. Este es el caso en la zona de estudio, donde la especie es registrada de forma accidental durante el paso postnupcial.



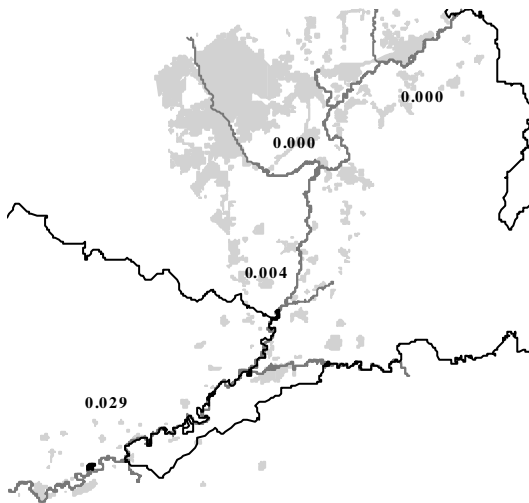
***Ciconia ciconia* (Cigüeña blanca)**



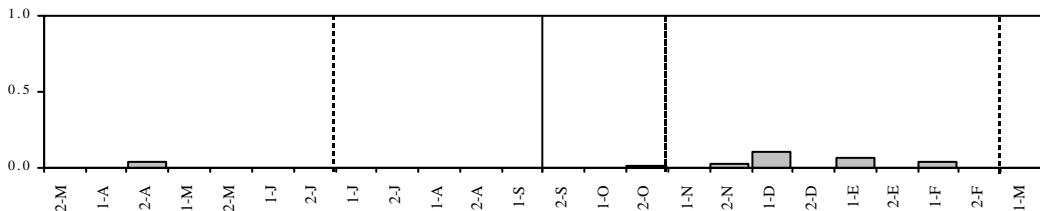
- 1.- Ciconiidae (Garzas y cigüeñas)
- 2.- 41 (2ª quincena de noviembre)
- 3.- S, E, P, I
- 4.- $A_3 = 1.00$; 0.179 ± 0.092 , 0.100 ± 0.128 y 0.109 ± 0.162 ; ns / ns / ns
- 5.- $A_2 = 1.00$; 0.165 ± 0.110 y 0.093 ± 0.142 ; ns
- 6.- Especie distribuida por el Paleártico occidental, presente en toda la Península Ibérica menos en la costa mediterránea y cornisa atlántica occidental. Se trata de un ave migradora que nidifica en gran variedad de ambientes: áreas urbanas, masas arbóreas adeshadas, sotos. La presencia de esta especie en la zona de estudio se debe principalmente a parejas nidificantes en sotos, a individuos alimentándose en el cauce fluvial y a individuos en paso migratorio o invernada. Las aves detectadas en el periodo otoño-invierno se deben mayormente a concentraciones puntuales de aves invernantes o en paso migratorio. Existe una cierta constancia de la especie en los ambientes fluviales del Tajo durante la primavera-verano, mientras que en invierno es menos asidua aunque igual de abundante en términos medios (no se detectaron diferencias significativas entre periodos considerados). Este aspecto hace que su valor de amplitud de nicho sea máximo. Posiblemente durante el invierno prefiera explotar los recursos en vertederos cercanos y es por ello que no utilice los ríos de forma tan intensa como en la primavera-verano.

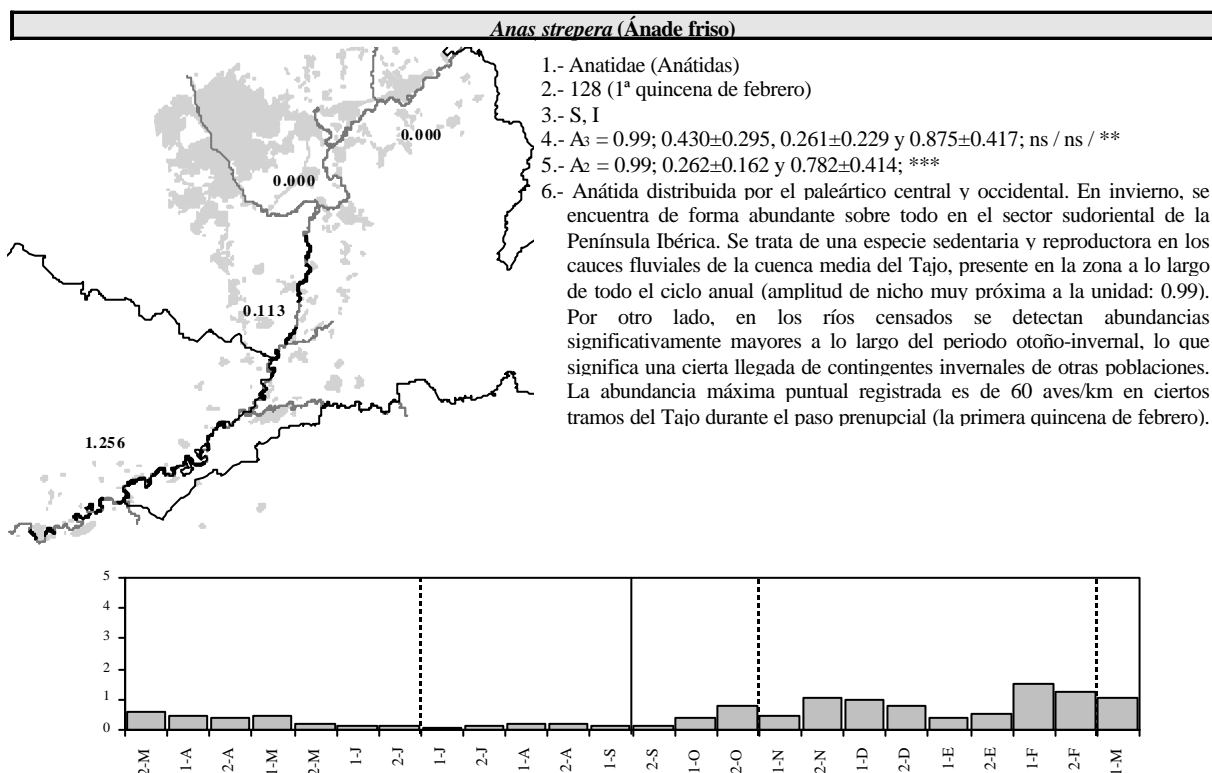
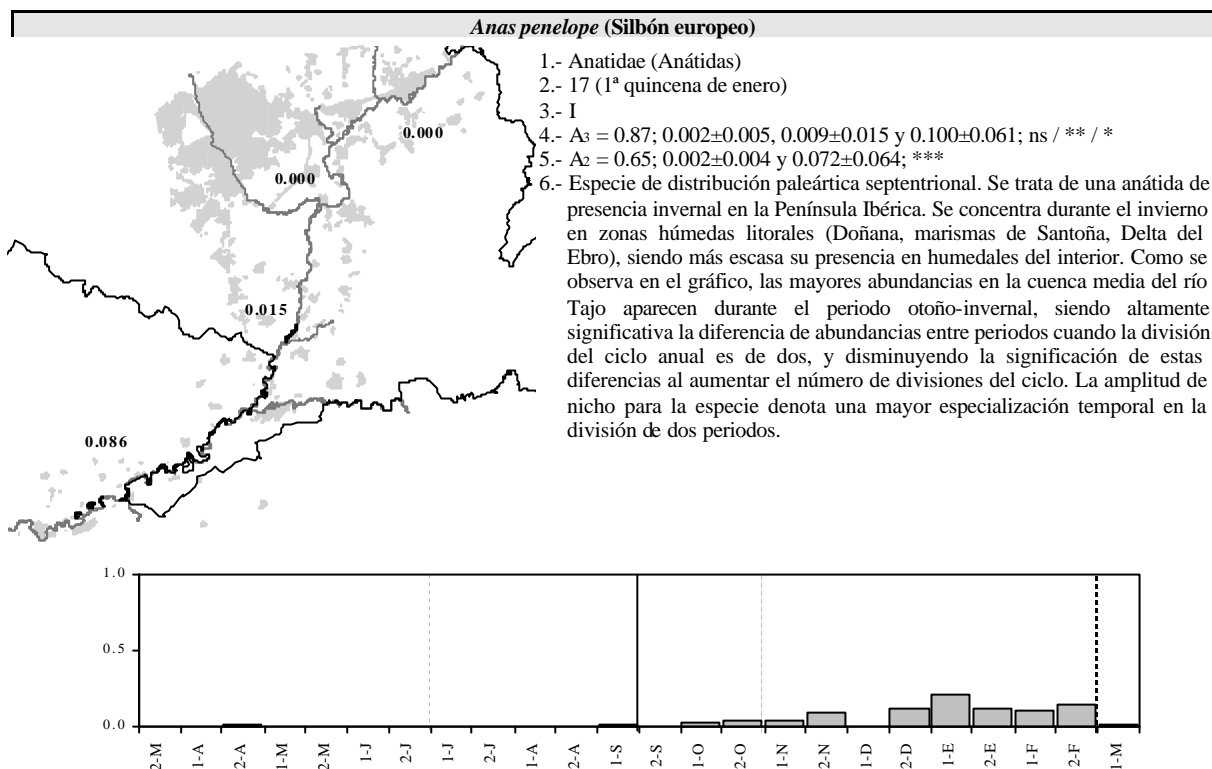


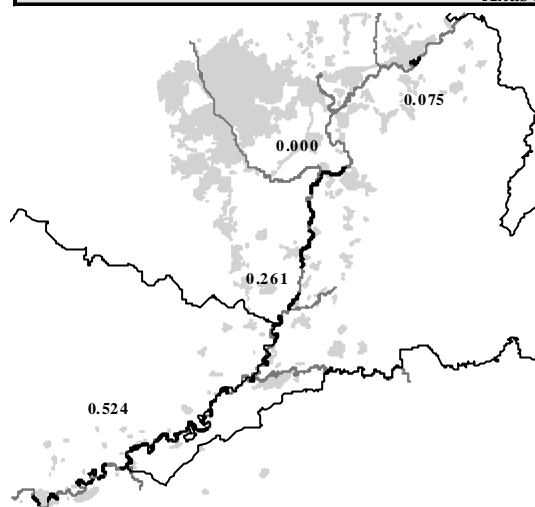
***Anser anser* (Ansar común)**



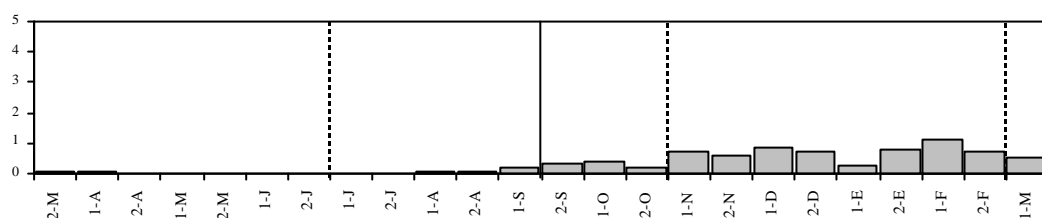
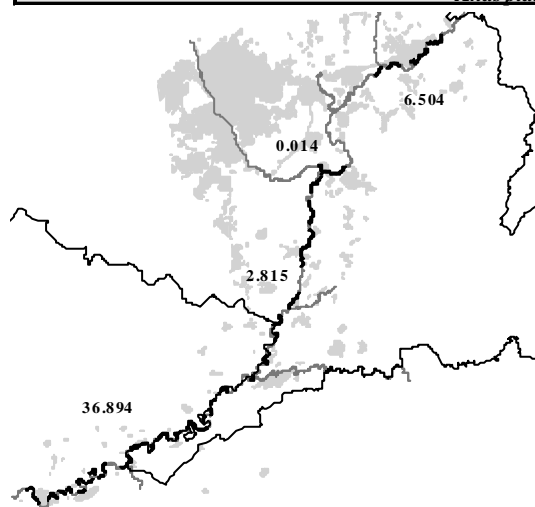
- 1.- Anatidae (Anátidas)
- 2.- 9 (1ª quincena de diciembre)
- 3.- P, I
- 4.- $A_3 = 0.79$; 0.005 ± 0.014 , 0.001 ± 0.004 y 0.029 ± 0.040 ; ns / ns / ns
- 5.- $A_2 = 0.65$; 0.003 ± 0.012 y 0.020 ± 0.034 ; ns
- 6.- La mayor parte de los individuos invernantes y en paso en la Península Ibérica pertenecen a la subespecie *A. a. anser*, que se distribuye por Europa occidental y noroccidental. En la zona estudiada, la invernada de esta especie es muy escasa y dispersa en el tiempo, limitándose a los cursos fluviales más caudalosos. Se puede llegar a registrar individuos durante el paso prenupcial de forma tardía, aunque lo más común es que sea durante el otoño e invierno. No se detectaron diferencias significativas entre las abundancias durante los periodos anuales descritos dada la escasez de individuos censados. Los valores de amplitud de nicho denotan una mayor especialización temporal de la especie en la división de dos periodos.



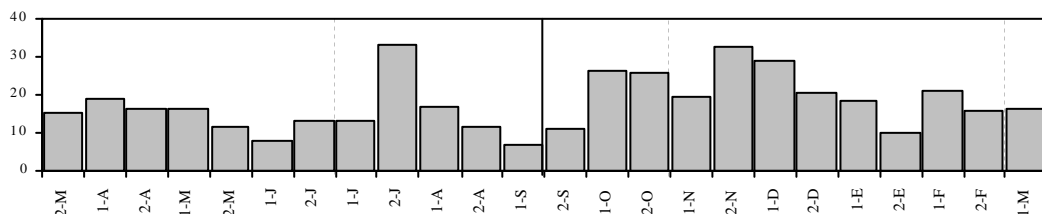


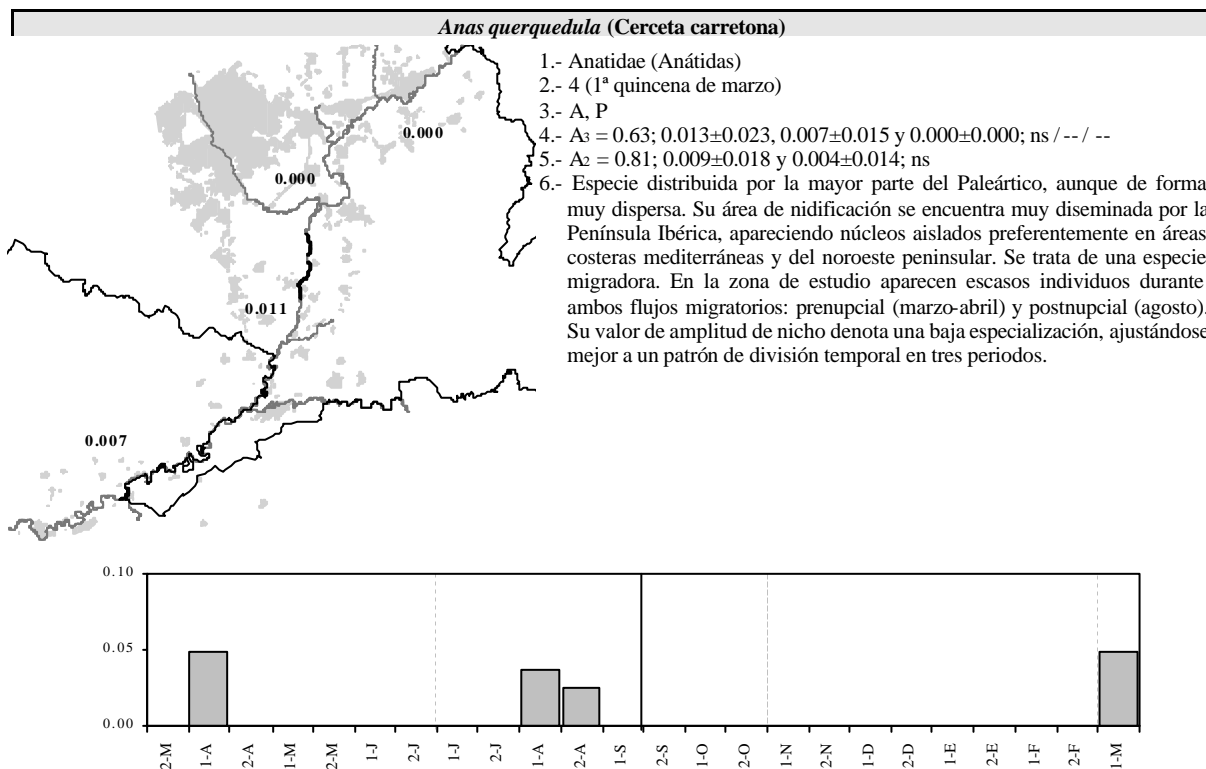
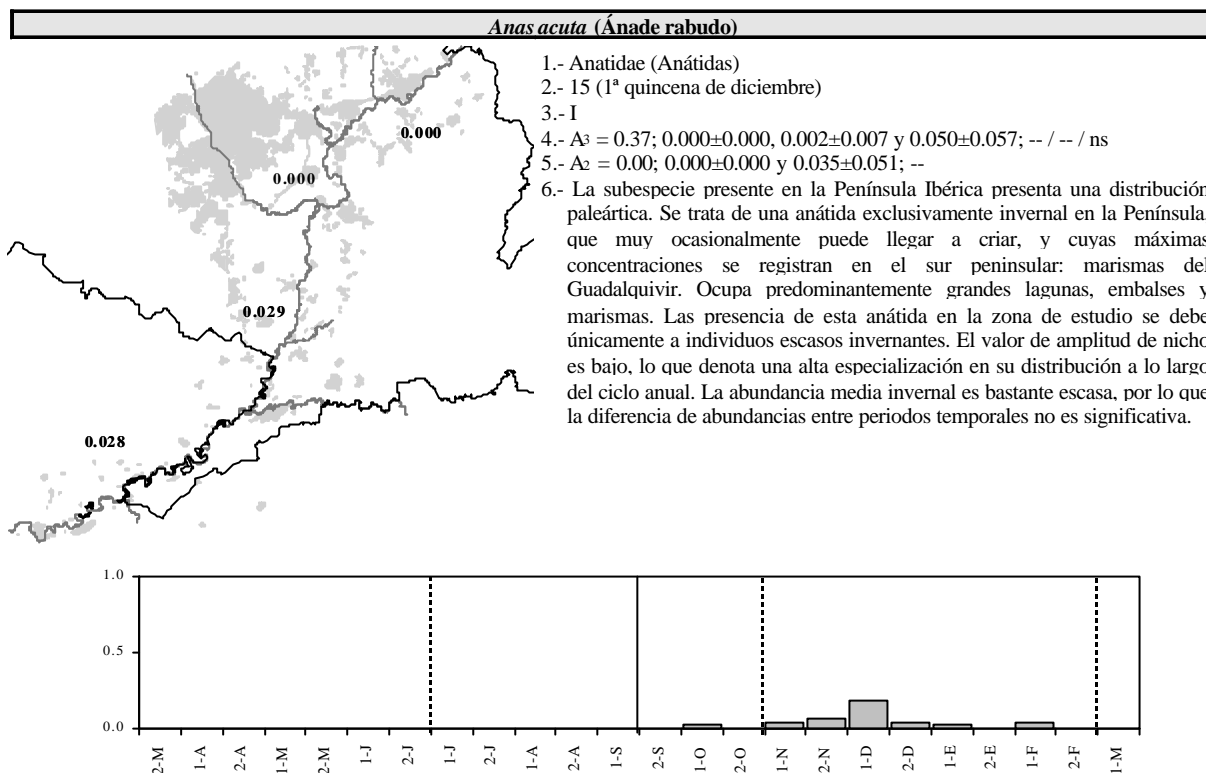
Anas crecca (Cerceta común)

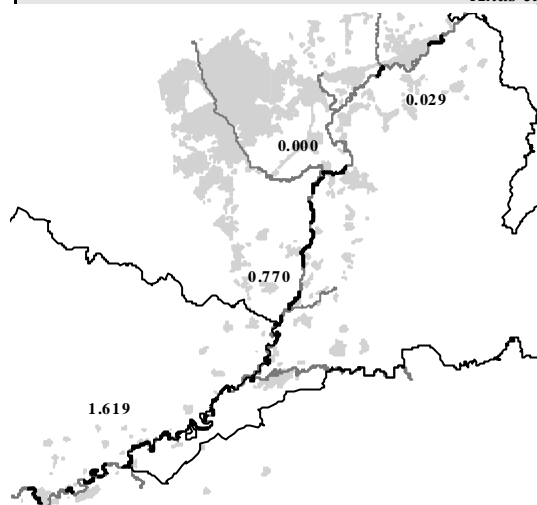
- 1.- Anatidae (Anátidas)
- 2.- 15 (1ª quincena de diciembre)
- 3.- I, P
- 4.- $A_3 = 0.95; 0.079 \pm 0.187, 0.157 \pm 0.142$ y 0.723 ± 0.255 ; ns / *** / *
- 5.- $A_2 = 0.90; 0.039 \pm 0.067$ y 0.600 ± 0.282 ; ***
- 6.- Anátida de distribución paleártica, que presenta importantes cantidades de aves invernantes en el sur de la Península Ibérica. Reproductor ocasional en el norte de la Península. Su distribución en la cuenca media del Tajo se debe a la presencia de reducidas cantidades de individuos que invernán en los cauces fluviales, principalmente en el río Tajo (abundancia media anual de 0.52 aves/km). También se registran aves, aún más escasas, durante los pasos prenupcial y postnupcial. Su valor de amplitud de nicho se ajusta a una especie distribuida en bajas densidades en todos los periodos temporales definidos ($A \leq 0.90$), aunque se ausente durante los meses de reproducción. Sus abundancias son generalmente bajas pero significativamente mayores durante el invierno.

**Anas platyrhynchos (Ánade azulón)**

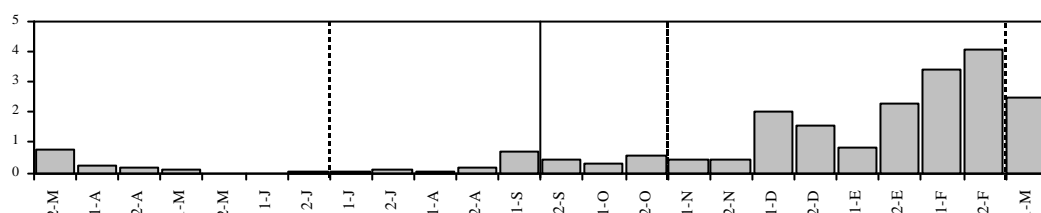
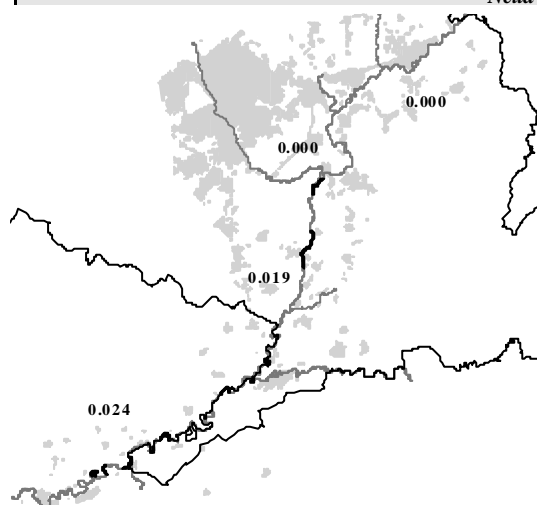
- 1.- Anatidae (Anátidas)
- 2.- 2.758 (2ª quincena de julio)
- 3.- S, P, I
- 4.- $A_3 = 0.99; 14.476 \pm 3.398, 18.046 \pm 9.176$ y 20.956 ± 7.076 ; ns / ns / ns
- 5.- $A_2 = 0.98; 15.115 \pm 6.724$ y 20.538 ± 6.845 ; ns
- 6.- Ave acuática de distribución cosmopolita. La subespecie presente en la cuenca media del Tajo se distribuye por todo el Paleártico y por la mayor parte de Norteamérica. En la Península Ibérica es una anátida abundante y ubiquista. Ocupa todo tipo de ambientes húmedos: ríos, arroyos, charcas, embalses. Se adapta perfectamente a ambientes antropizados. Es la anátida más extendida en la zona de estudio, ocupando incluso de manera temporal los tramos más contaminados del río Manzanares. Aunque la población ibérica es eminentemente sedentaria, acoge aves invernantes procedentes de Europa. En la cuenca media del Tajo se encuentra presente de forma cuantiosa a lo largo de todo el ciclo anual ($A = 0.98$), aunque existe una cierta mayor abundancia invernal. El río con mayor abundancia de ánade azulón es el Tajo seguido del Henares.



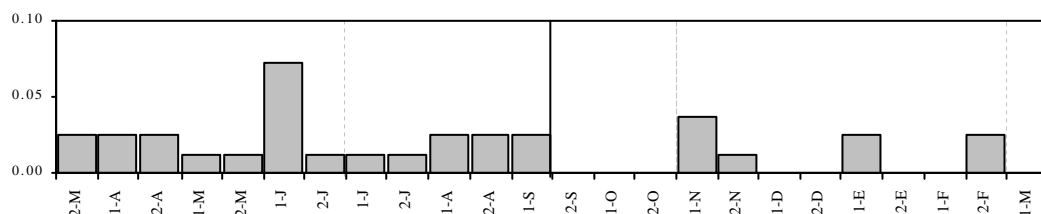


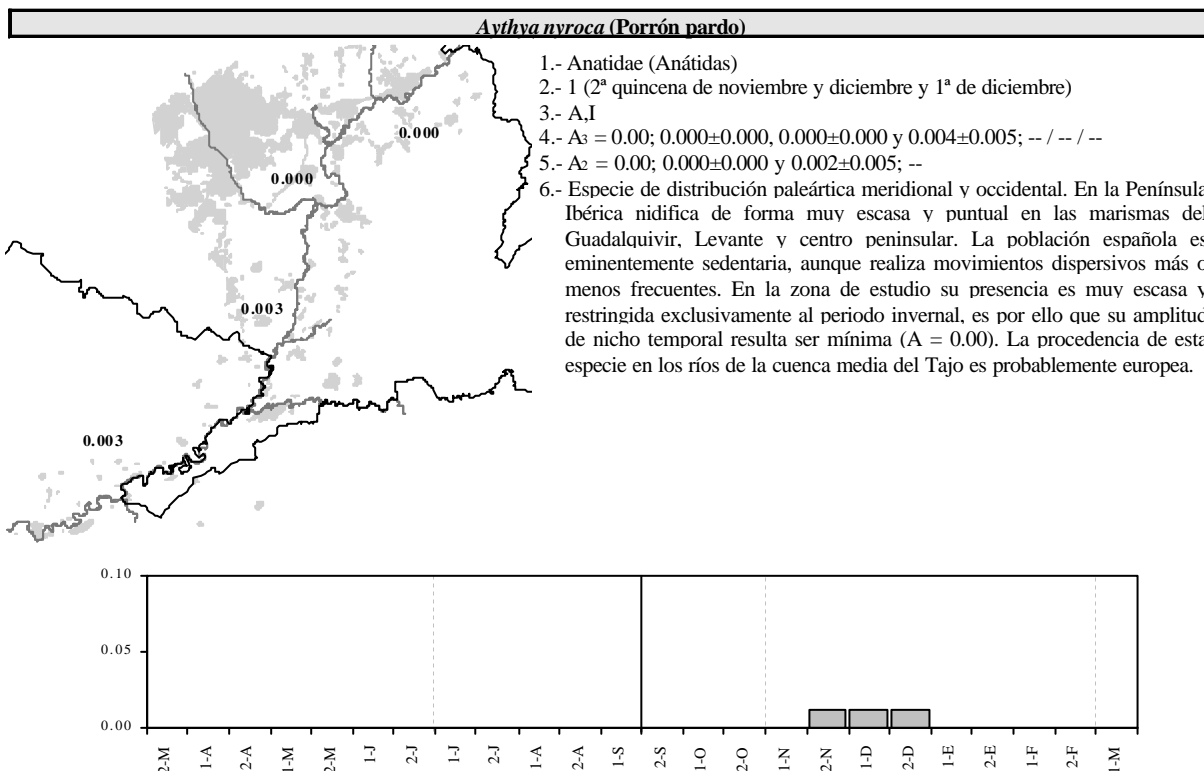
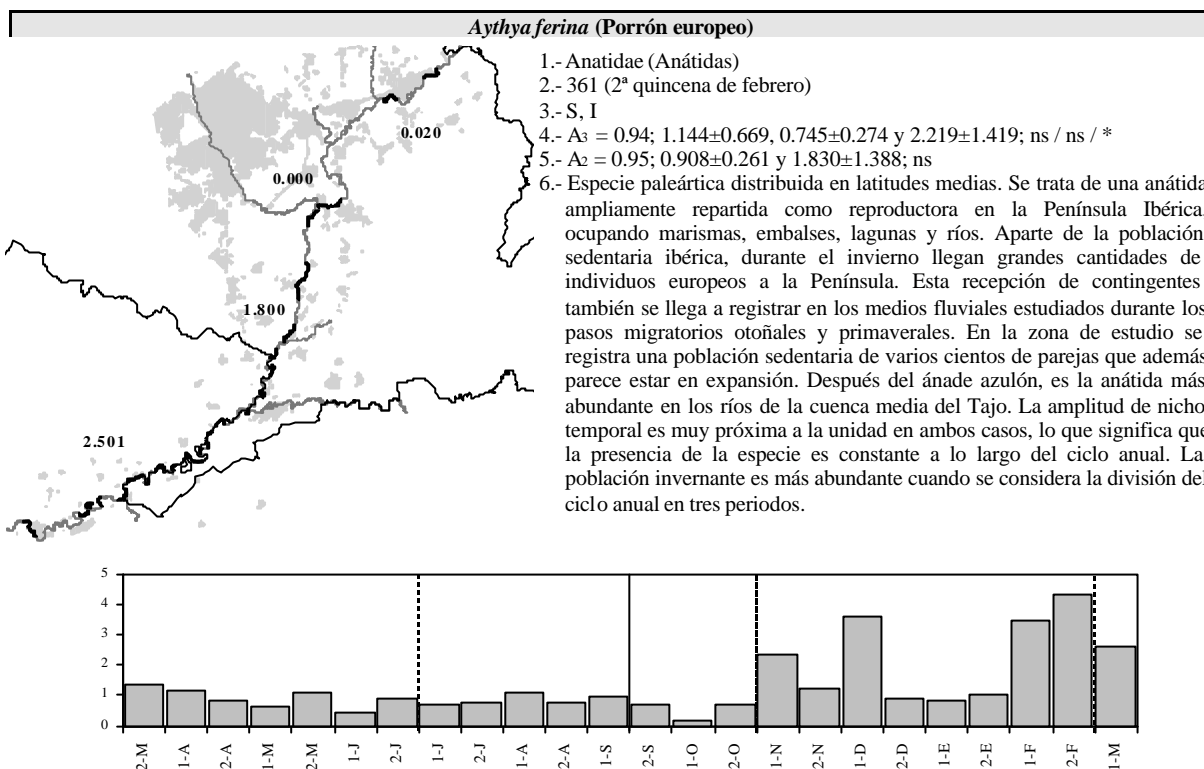
Anas clypeata (Cuchara común)

- 1.- Anatidae (Anátidas)
- 2.- 340 (2ª quincena de febrero)
- 3.- S, I
- 4.- $A_3 = 0.92$; 0.479 ± 0.847 , 0.301 ± 0.251 y 1.875 ± 1.357 ; ns / * / *
- 5.- $A_2 = 0.86$; 0.203 ± 0.261 y 1.567 ± 1.292 ; ***
- 6.- Especie de distribución holártica central y septentrional, con presencia invernal en toda la Península Ibérica salvo en su franja más septentrional (costa Cantábrica). Se trata de una especie de nidificación escasa en la Península Ibérica y muy escasa en la Comunidad de Madrid. En la cuenca media del Tajo está presente prácticamente a lo largo de todo el ciclo anual, siendo significativamente más abundante durante el invierno. Su nidificación en las cuencas fluviales es bastante escasa, limitándose únicamente al Tajo y bajo Jarama. Su carácter generalista varía poco según se consideren dos o tres divisiones del ciclo anual.

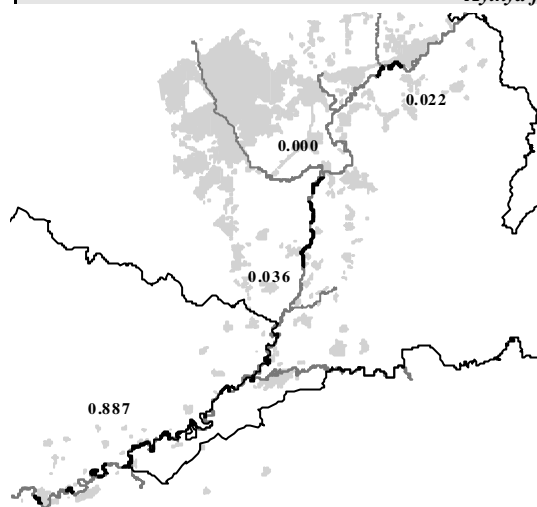
**Netta rufina (Pato colorado)**

- 1.- Anatidae (Anátidas)
- 2.- 6 (1ª quincena de junio)
- 3.- E
- 4.- $A_3 = 0.98$; 0.020 ± 0.021 , 0.010 ± 0.009 y 0.011 ± 0.015 ; ns / ns / ns
- 5.- $A_2 = 0.81$; 0.020 ± 0.017 y 0.007 ± 0.013 ; *
- 6.- Anátida de distribución paleártica meridional. Las mayores abundancias de nidificantes en la Península se encuentran en La Mancha, Valencia y marismas del Guadalquivir. En la cuenca fluvial estudiada se registra una presencia escasa, pero bastante uniforme a lo largo del año. Se detecta una cierta población reproductora (cerca de una veintena de parejas) que durante el invierno parece ocupar otro tipo de ambientes húmedos alternativos distintos a los fluviales, graveras principalmente. Las máximas abundancias puntuales se registran en el río Tajo (hasta 3 aves/km) y bajo Jarama (hasta 1.5 aves/km). Existe una baja especialización de esta especie en la ocupación temporal de los ríos (valores de $A > 0.80$).

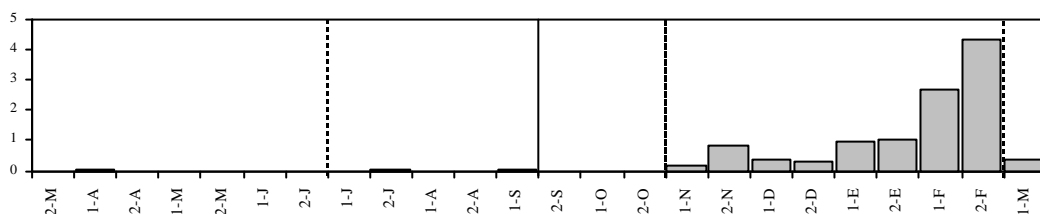




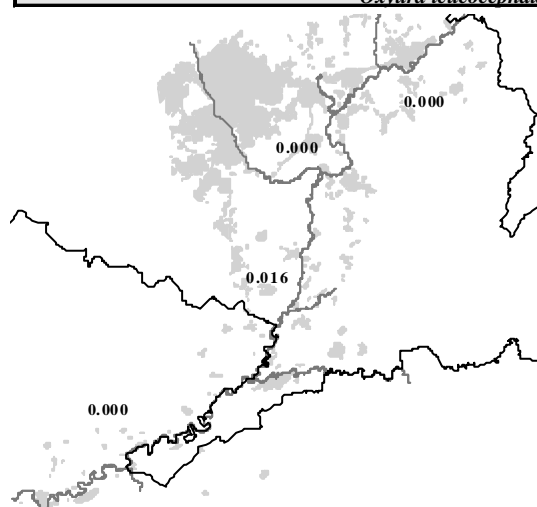
***Aythya fuligula* (Porrón moñudo)**



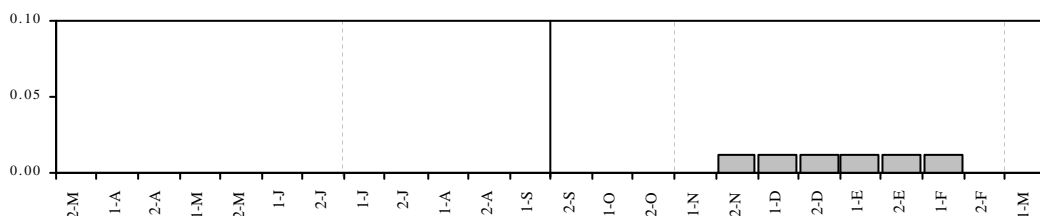
- 1.- Anatidae (Anátidas)
- 2.- 362 (2ª quincena de febrero)
- 3.- I
- 4.- $A_3 = 0.77; 0.053 \pm 0.125, 0.010 \pm 0.014$ y 1.342 ± 1.459 ; ns / ** / **
- 5.- $A_2 = 0.77; 0.011 \pm 0.017$ y 0.926 ± 1.320 ; **
- 6.- Especie de distribución paleártica septentrional, exclusivamente invernante en la Península Ibérica (una única cita de reproducción en el Embalse de Rosarito, Toledo). Durante el invierno suele ocupar embalses, lagunas artificiales y ríos. Durante los pasos migratorios se detectan individuos muy escasos, de una a cuatro aves en la cuenca media del Tajo. La especie se presenta con abundancias muy bajas en primavera-verano y altas en invierno (diciembre-febrero), lo que se plasma en los valores de significación.



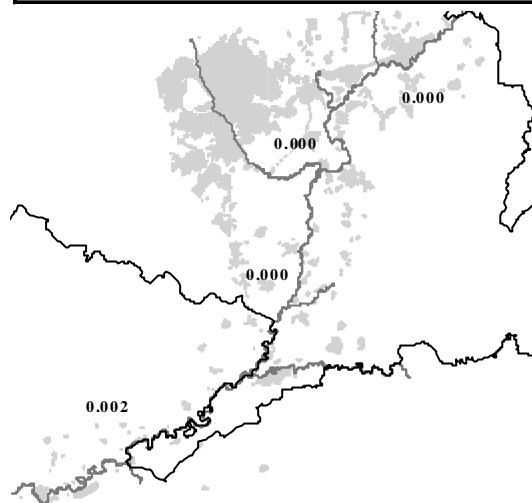
***Oxyura leucocephala* x *O. jamaicensis* (Malvasía híbrida)**



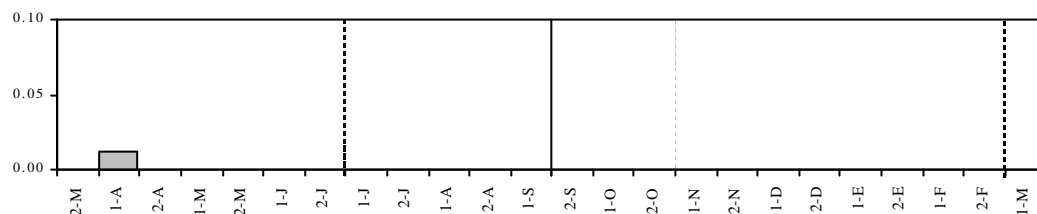
- 1.- Anatidae (Anátidas)
- 2.- 1 (2ª quincena de noviembre a 1ª quincena de febrero)
- 3.- I
- 4.- $A_3 = 0.00; 0.000 \pm 0.000, 0.000 \pm 0.000$ y 0.007 ± 0.005 ; -- / -- / --
- 5.- $A_2 = 0.00; 0.000 \pm 0.000$ y 0.005 ± 0.005 ; --
- 6.- Taxon híbrido entre la especie autóctona paleártica: malvasía cabeciblanca (*O. leucocephala*) y la norteamericana introducida: malvasía canela (*O. jamaicensis*). La especie *O. leucocephala* presenta una distribución restringida al mediterráneo y Asia central. La especie introducida, se citó por primera vez en España en la década de los sesenta, procede de Norteamérica y se introdujo por primera vez en Gran Bretaña. Los híbridos presentan la particularidad de ser fértiles y amenazan la existencia de la especie autóctona mediterránea. La presencia de este híbrido en la zona de estudio es muy escasa, ligada al periodo invernal lo que denota su alta especialización temporal ($A = 0.00$). Su presencia en la cuenca fluvial del Tajo parece deberse a individuos nidificantes en otras zonas y que durante el periodo invernal realizan movimientos dispersivos.



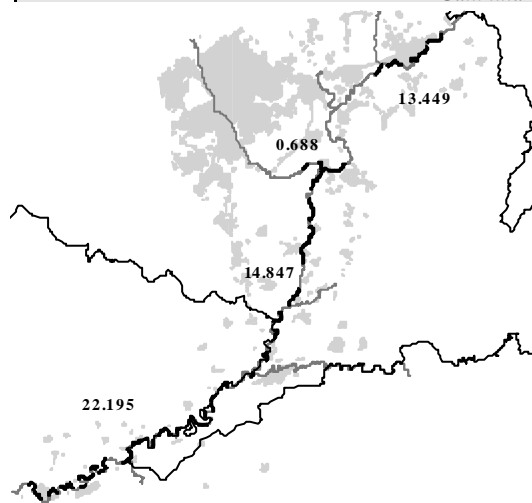
***Rallus aquaticus* (Rascón europeo)**



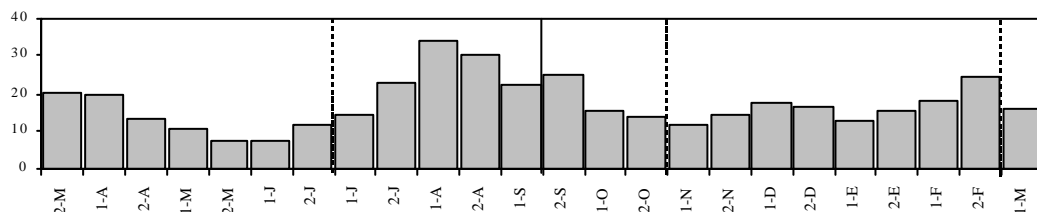
- 1.- Rallidae (Rálidos)
- 2.- 1 (1ª quincena de abril)
- 3.- (S)
- 4.- $A_3 = \text{----}; 0.001 \pm 0.004, 0.000 \pm 0.000 \text{ y } 0.000 \pm 0.000; \text{--} / \text{--} / \text{--}$
- 5.- $A_2 = \text{----}; 0.001 \pm 0.003 \text{ y } 0.000 \pm 0.000; \text{--}$
- 6.- La subespecie residente en la Península Ibérica presenta una distribución paleártica. Aparece dispersa por toda la Península Ibérica, ocupando zonas húmedas con abundante vegetación palustre. La población en la cuenca media del Tajo es sedentaria, pudiendo acoger individuos invernantes procedentes de Europa central y del norte. Su abundancia debe ser mucho mayor que la registrada, lo mismo que su presencia a lo largo del ciclo anual. El rascón europeo es un ave difícil de registrar en censos genéricos de abundancia de aves acuáticas como el realizado en este estudio, puesto que puebla las zonas palustres más densas, a las que resulta difícil de acceder, y presenta una actividad crepuscular. Sólo se le ha registrado una vez en el muestreo y resulta claramente infravalorada su abundancia real en la cuenca fluvial del Tajo.



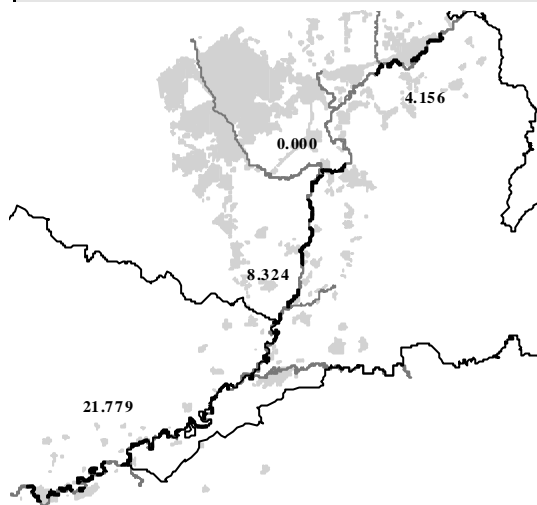
***Gallinula chloropus* (Gallineta común)**



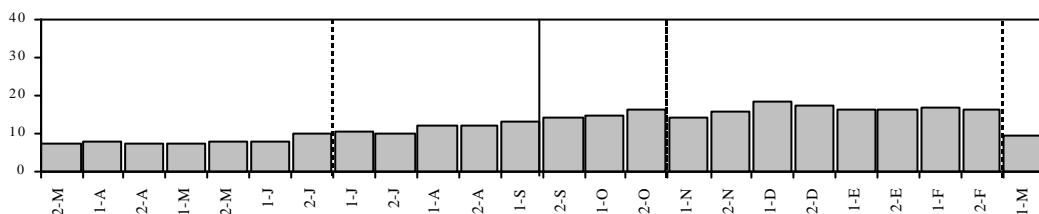
- 1.- Rallidae (Rálidos)
- 2.- 2851 (1ª quincena de agosto)
- 3.- S
- 4.- $A_3 = 0.98; 13.315 \pm 4.971, 22.405 \pm 7.518 \text{ y } 16.468 \pm 4.040; * / \text{ns} / \text{ns}$
- 5.- $A_2 = 1.00; 17.904 \pm 8.642 \text{ y } 16.888 \pm 4.221; \text{ns}$
- 6.- Especie de presencia paleártica, distribuida ampliamente por toda la Península Ibérica. Ocupa todo tipo de áreas húmedas, antropizadas o no, siendo muy poco selectiva en la búsqueda de lugares donde reproducirse (es la única especie que aparece en la totalidad de los tramos fluviales censados). Llega a soportar la contaminación elevada de las aguas, ocupando, sin relativamente problemas, los cursos bajos del Manzanares. Es sin duda el ave acuática más abundante en los medios fluviales de la cuenca media del Tajo. La máxima abundancia registrada fue de 147.33 aves/km en ciertos tramos del río Tajo durante el mes de septiembre. Los picos de abundancia detectados a finales de verano parecen responder a la independencia y a la concentración de individuos juveniles del año, y al descenso del caudal de los ríos lo cual hace más visibles a las aves. Sin embargo no se registran diferencias muy significativas de abundancia entre los periodos temporales definidos, adoptando la especie un alto valor de amplitud de nicho para la dimensión temporal ($A > 0.95$) en ambas divisiones temporales consideradas.



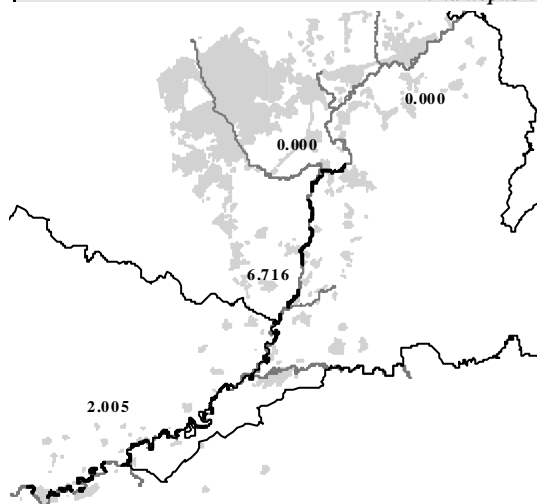
***Fulica atra* (Focha común)**



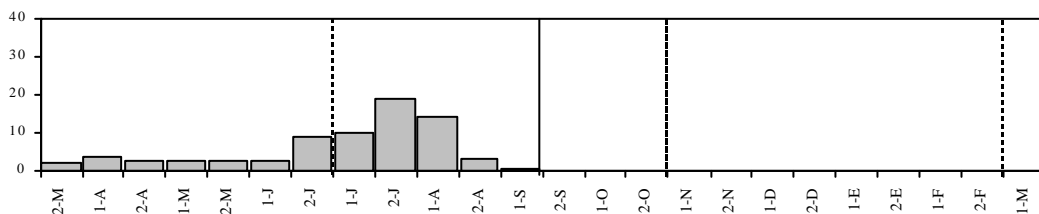
- 1.- Rallidae (Rálidos)
- 2.- 1527 (1ª quincena de diciembre)
- 3.- S, I
- 4.- $A_3 = 0.97$; 7.959 ± 1.016 , 12.750 ± 2.053 y 16.188 ± 1.359 ; * / *** / ns
- 5.- $A_2 = 0.96$; 9.297 ± 2.155 y 15.300 ± 2.250 ; ***
- 6.- La subespecie presente en la cuenca media del Tajo tiene una distribución paleártica y se encuentra ampliamente distribuida por toda la Península Ibérica. La población autóctona tiende a ser sedentaria, registrándose en los ríos estudiados una significativa población invernante. La abundancia de fochas comunes presenta en la cuenca media del Tajo una tendencia ascendente a partir de la 2ª quincena de junio. Esto parece responder, en primer lugar, a la independencia de individuos juveniles y, en segundo lugar, a la llegada de aves invernantes. Es a partir de noviembre cuando se registran las máximas abundancias de fochas al recibir los contingentes invernales. Su distribución temporal es muy amplia en el ambiente fluvial, apareciendo con elevadas abundancias en todas las quincenas censadas ($A > 0.90$).



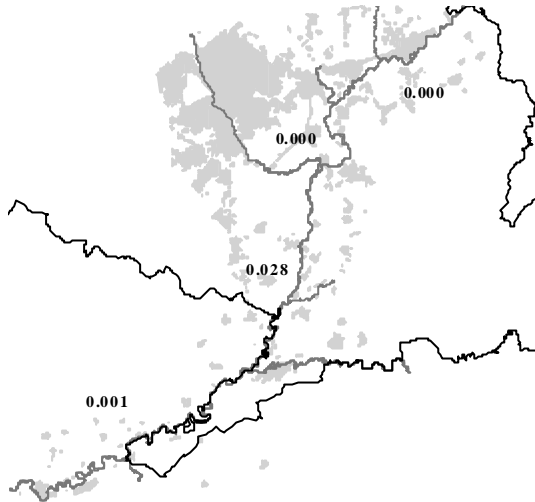
***Himantopus himantopus* (Cigüeñuela común)**



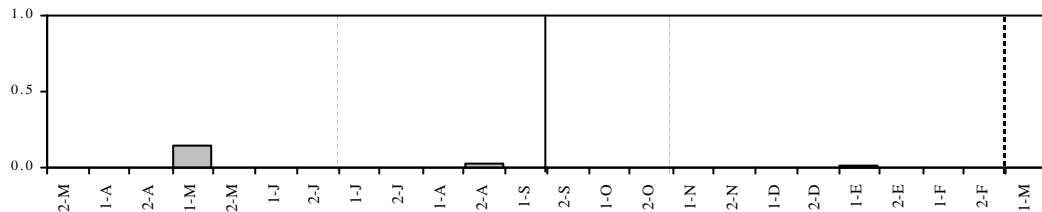
- 1.- Recurvirostridae (Limícolas)
- 2.- 1553 (2ª quincena de julio)
- 3.- E, P
- 4.- $A_3 = 0.59$; 3.041 ± 2.552 , 5.751 ± 7.447 y 0.000 ± 0.000 ; ns / -- / --
- 5.- $A_2 = 0.17$; 5.858 ± 5.725 y 0.003 ± 0.008 ; ***
- 6.- Especie de distribución paleártica y africana. Presente como reproductora en la mayor parte de la Península Ibérica (falta o resulta muy escasa en el tercio noroccidental y algunas provincias de Andalucía). Se trata de un ave migradora que aparece en la cuenca media del Tajo como nidificante y durante el paso postnupcial. Según su segregación temporal, es una especie que se ajusta al patrón de división anual en dos periodos ($A = 0.17$), registrándose significativamente las máximas abundancias durante la reproducción, y especialmente durante las concentraciones postnupciales de jóvenes y adultos (se detectan abundancias máximas de hasta 213.67 aves/km en ciertos tramos del Jarama durante la segunda quincena de julio).



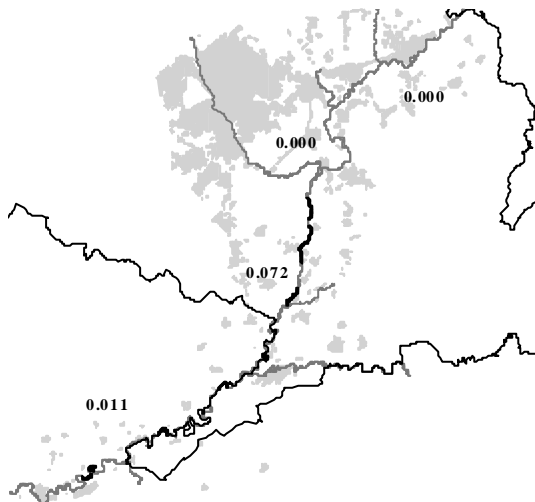
***Recurvirostra avosetta* (Avoceta común)**



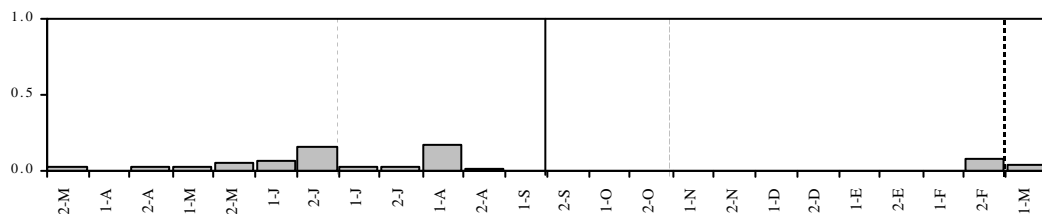
- 1.- Recurvirostridae (Limícolas)
- 2.- 11 (1ª quincena de mayo)
- 3.- A, P
- 4.- $A_3 = 1.00$; 0.016 ± 0.046 , 0.002 ± 0.007 y 0.001 ± 0.004 ; ns / ns / ns
- 5.- $A_2 = 0.92$; 0.012 ± 0.037 y 0.001 ± 0.003 ; ns
- 6.- Especie distribuida por el Paleártico meridional y occidental, estando igualmente presente en el sur y este de África. En la Península Ibérica ocupa preferentemente como reproductor la costa sudoriental, registrándose en la zona de estudio como un ave escasa y esporádica durante los pasos migratorios hacia sus lugares de invernada o reproducción. No presenta una situación clara de invernada en la cuenca y parece ser más abundante durante el paso prenupcial que durante el postnupcial. Dada la escasez de individuos registrados y su homogénea distribución en todos los periodos temporales definidos, el valor de amplitud de nicho denota un carácter generalista para su distribución temporal ($A > 0.90$).

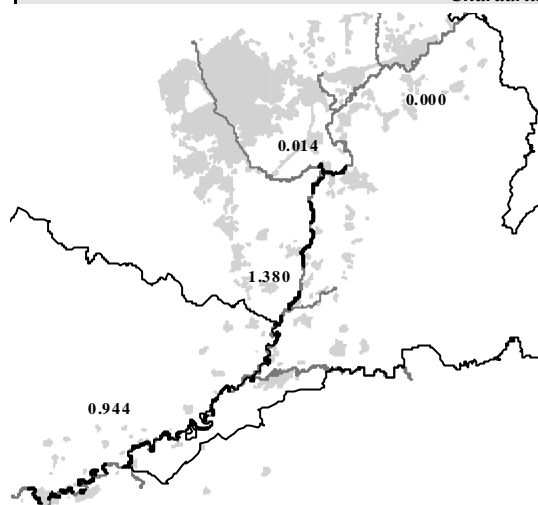


***Burhinus oedicnemus* (Alcaraván común)**

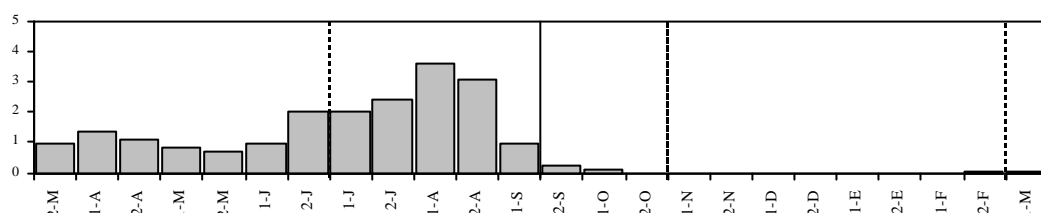
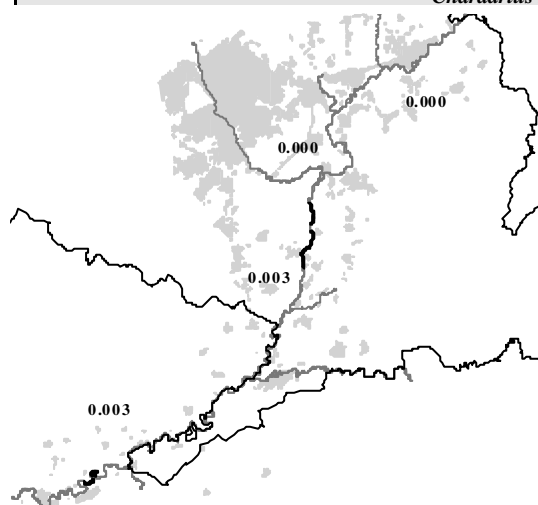


- 1.- Burhinidae (Limícolas)
- 2.- 14 (1ª quincena de agosto)
- 3.- E, P
- 4.- $A_3 = 0.81$; 0.046 ± 0.050 , 0.027 ± 0.058 y 0.009 ± 0.025 ; ns / * / ns
- 5.- $A_2 = 0.65$; 0.046 ± 0.058 y 0.009 ± 0.022 ; *
- 6.- Especie que ocupa medios abiertos y páramos, presente en Europa occidental y en toda la Península. Aunque es una especie preferentemente sedentaria en nuestras latitudes, la Península Ibérica llega a acoger importantes cantidades de aves europeas invernantes. El ecosistema fluvial en la cuenca estudiada parece ser utilizado por esta especie de forma escasa, y preferentemente durante los periodos de cría y paso migratorio. Se detectan diferencias de abundancias poco significativas entre periodos y su amplitud de nicho en la dimensión temporal refleja un mejor ajuste a un patrón de división del ciclo anual en dos periodos.

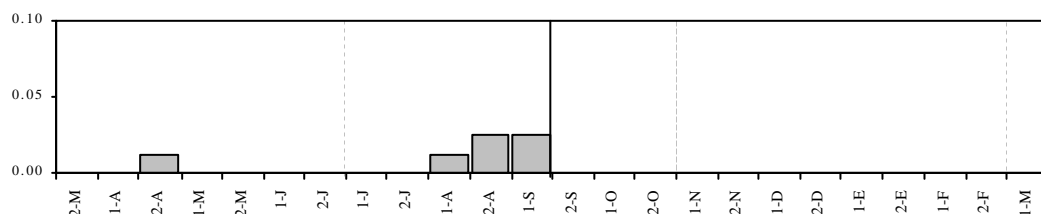


***Charadrius dubius* (Chorlitejo chico)**

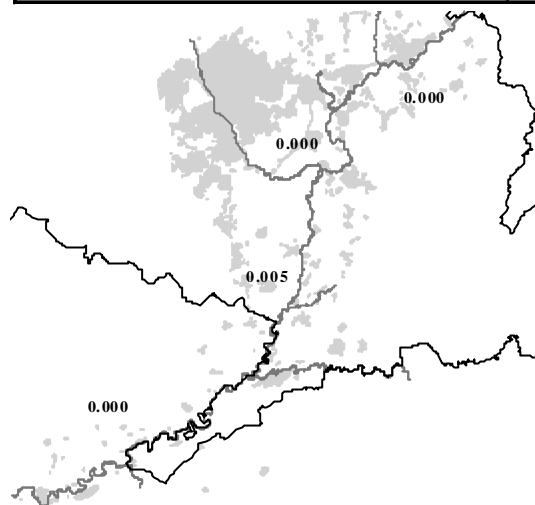
- 1.- Charadriidae (Limícolas)
- 2.- 301 (1ª quincena de agosto)
- 3.- E, P
- 4.- $A_3 = 0.78$; 1.005 ± 0.554 , 1.560 ± 1.417 y 0.006 ± 0.014 ; ns / ** / **
- 5.- $A_2 = 0.71$; 1.675 ± 0.954 y 0.039 ± 0.071 ; ***
- 6.- La subespecie de chorlitejo chico nidificante en la cuenca media del Tajo tiene una distribución paleártica. Aparece por toda la Península Ibérica y sus poblaciones son típicamente estivales en nuestras latitudes. Se trata de un limícola que ocupa preferentemente cauces fluviales, registrándose también en lagunas, charcas, masas de agua de origen artificial. En los ríos censados de la cuenca media del Tajo tiene una presencia estival y de paso migratorio, detectándose diferencias significativas de abundancia entre los periodos de tiempo definidos. Se registra un aumento de su abundancia durante el paso postnupcial (julio y agosto: abundancias máximas de 12 aves/km), siendo sus abundancias más bajas durante la reproducción (abril-mayo: abundancias máximas de 8 aves/km).

***Charadrius hiaticula* (Chorlitejo grande)**

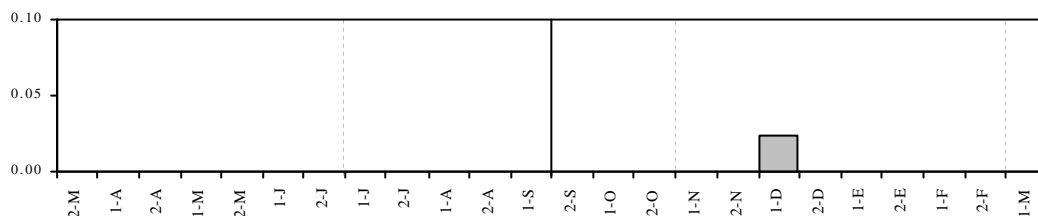
- 1.- Charadriidae (Limícolas)
- 2.- 2 (2ª quincena de agosto y 1ª de septiembre)
- 3.- P
- 4.- $A_3 = 0.51$; 0.001 ± 0.004 , 0.006 ± 0.009 y 0.000 ± 0.000 ; ns / -- / --
- 5.- $A_2 = 0.00$; 0.005 ± 0.008 y 0.000 ± 0.000 ; --
- 6.- Ave cuyas poblaciones se extienden por toda la zona holártica circumpolar. En la Península Ibérica se trata de una especie presente únicamente en el paso migratorio e invernada. Durante el paso migratorio es eminentemente costero, siendo escasas las aves registradas en zonas húmedas del interior peninsular. Las aves presentes en la cuenca media del Tajo se deben principalmente a individuos aislados durante la migración postnupcial (agosto y septiembre). Sus abundancias son realmente escasas (abundancia máxima registrada 1 ave/km), no detectándose diferencias significativas entre los periodos de tiempo definidos. Su carácter temporal viene definido como especialista en la división del año en dos periodos.



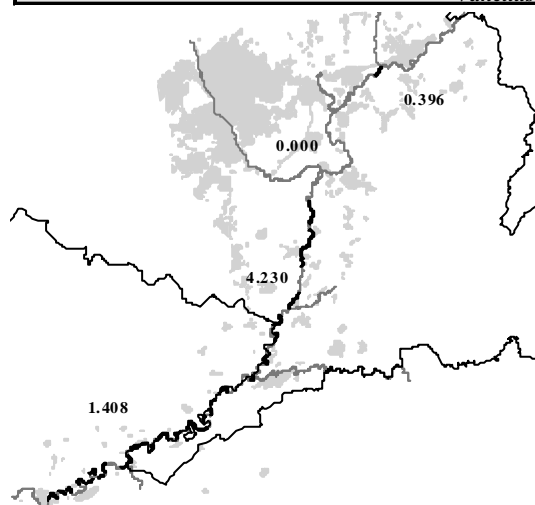
***Pluvialis apricaria* (Chorlito dorado europeo)**



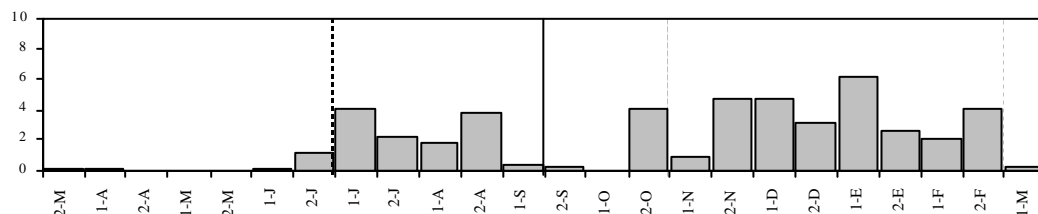
- 1.- Charadriidae (Limícolas)
- 2.- 2 (1ª quincena de diciembre)
- 3.- A
- 4.- $A_3 = 0.00; 0.000 \pm 0.000, 0.000 \pm 0.000$ y 0.002 ± 0.007 ; -- / -- / --
- 5.- $A_2 = 0.00; 0.000 \pm 0.000$ y 0.002 ± 0.006 ; --
- 6.- Especie presente durante el invierno y pasos migratorios en la Península Ibérica. Las aves registradas en la Península Ibérica proceden en su mayor parte de la Europa atlántica septentrional. Los registros asociados al ecosistema fluvial en la cuenca media del río Tajo son realmente escasos, puesto que no parece resultar ser este su hábitat óptimo de invernada. Suele ocupar más frecuentemente pastizales asociados a zonas húmedas y tramos costeros que los cauces fluviales del interior peninsular.

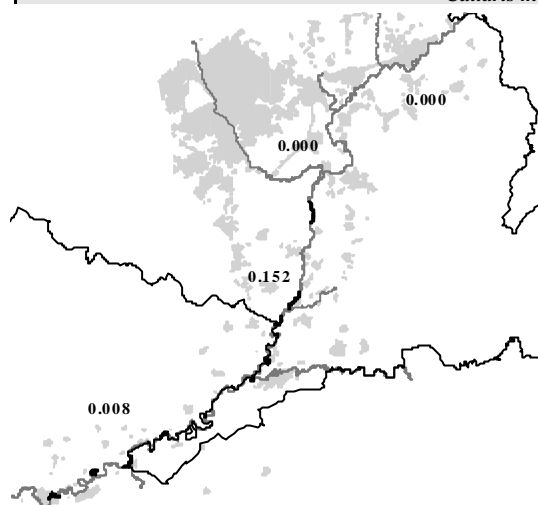


***Vanellus vanellus* (Avefría europea)**

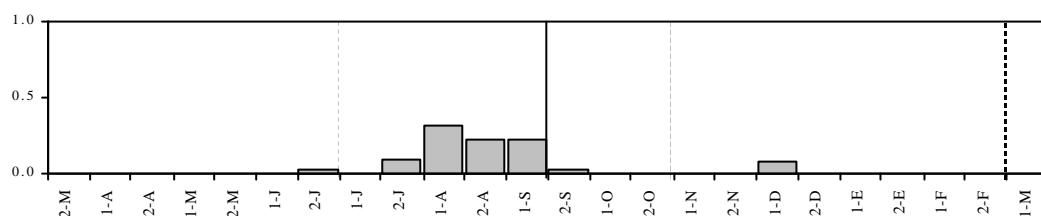
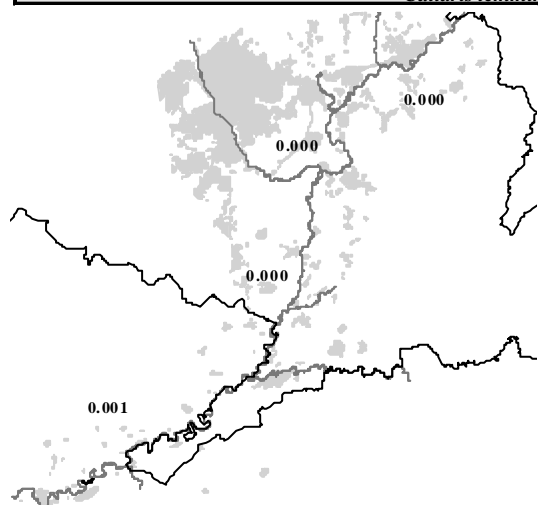


- 1.- Charadriidae (Limícolas)
- 2.- 513 (1ª quincena de enero)
- 3.- P, I
- 4.- $A_3 = 0.88; 0.221 \pm 0.383, 2.084 \pm 1.750$ y 3.527 ± 1.689 ; ns / ** / ns
- 5.- $A_2 = 0.93; 1.148 \pm 1.511$ y 2.740 ± 2.047 ; *
- 6.- Ave de distribución paleártica occidental y central. En la Península Ibérica aparece como reproductor de forma dispersa, siendo en la cuenca media del río Tajo un reproductor escaso. Ocupa playas e islas fluviales con guijarros y vegetación escasa. Durante el invierno y concentraciones postnupciales puede llegar a ser abundante en el Tajo (abundancias máximas de 120 aves/km). En la cuenca media del Tajo se registran dos máximos de abundancia: durante la época postnupcial (julio-agosto) y durante el periodo invernal (noviembre-febrero). En la época postnupcial se detectan concentraciones de individuos en los tramos fluviales al presentar estos agua durante el estiaje y al secarse los pastizales donde crían. Su presencia durante la reproducción es significativamente menor en el Tajo respecto al resto del año. Su ocupación del ecosistema fluvial en la cuenca del Tajo es regular a lo largo del ciclo anual, registrándose valores de amplitud de nicho altos ($A_2 = 0.93, A_3 = 0.88$).

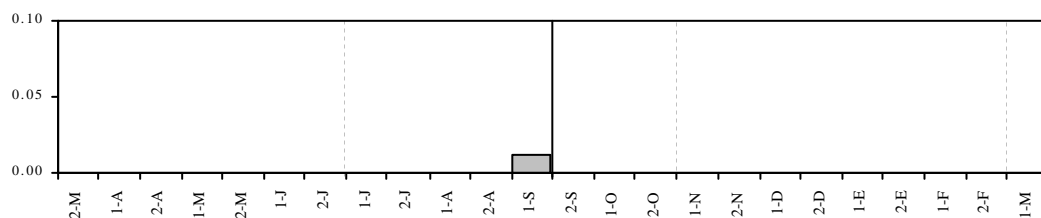


***Calidris minuta* (Correlimos menudo)**

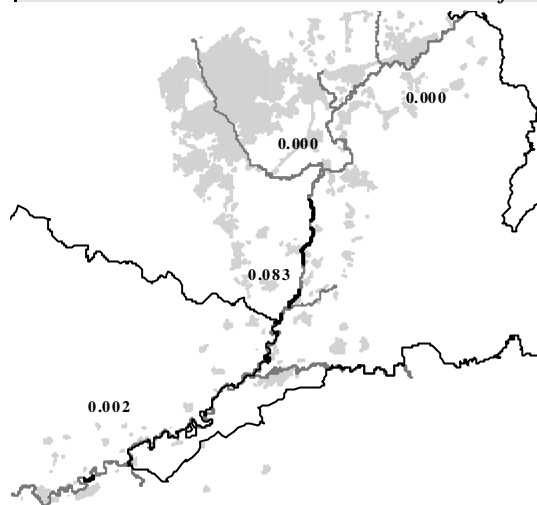
- 1.- Scolopacidae (Limícolas)
- 2.- 26 (1ª quincena de agosto)
- 3.- P, I
- 4.- $A_3 = 0.72; 0.002 \pm 0.007, 0.108 \pm 0.126$ y 0.009 ± 0.025 ; ns / ns / ns
- 5.- $A_2 = 0.86; 0.072 \pm 0.114$ y 0.007 ± 0.021 ; ns
- 6.- Especie de distribución paleártica septentrional con presencia invernal y migratoria en la Península Ibérica. Aparece tanto en zonas costeras como del interior. En la cuenca media del Tajo, las máximas abundancias se registran durante el paso postnupcial: agosto a septiembre (hasta máximos de 8.5 aves/km registradas). También aparecen algunos individuos durante el periodo invernal, aunque muy escasos y de forma esporádica. En conjunto no se detectaron diferencias significativas entre los periodos temporales descritos dadas las escasas abundancias registradas. El valor de amplitud de nicho es más bajo cuando dividimos el ciclo anual en tres periodos ($A = 0.72$). Es entonces cuando queda mejor delimitada la fase migratoria de la especie y un carácter más especialista.

***Calidris temminckii* (Correlimos de Temminck)**

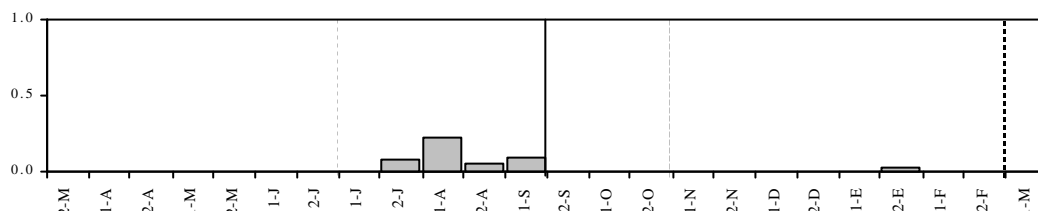
- 1.- Scolopacidae (Limícolas)
- 2.- 1 (1ª quincena de septiembre)
- 3.- A
- 4.- $A_3 = 0.00; 0.000 \pm 0.000, 0.001 \pm 0.004$ y 0.000 ± 0.000 ; -- / -- / --
- 5.- $A_2 = 0.00; 0.001 \pm 0.003$ y 0.000 ± 0.000 ; --
- 6.- Especie paleártica septentrional de presencia escasa en la Península Ibérica. Se registran tanto citas de paso migratorio como de invernada en el interior y en la costa peninsular. En la cuenca fluvial del Tajo su registro es muy esporádico, siendo su presencia más probable durante el paso postnupcial.



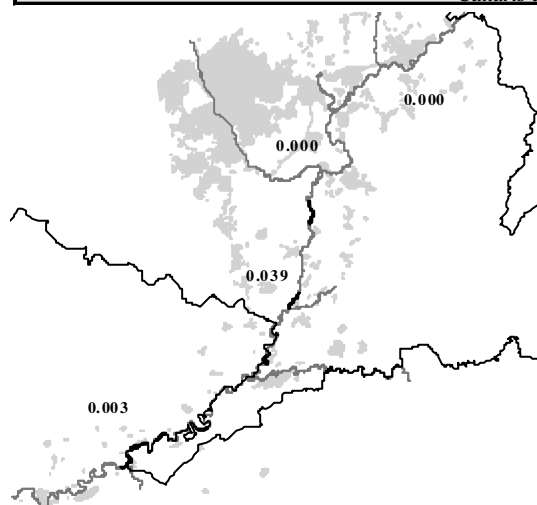
***Calidris ferruginea* (Correlimos zarapitín)**



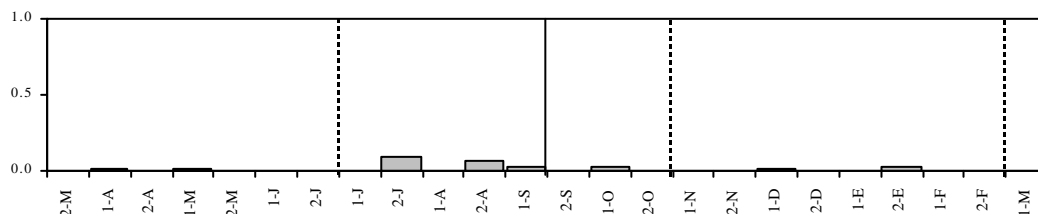
- 1.- Scolopacidae (Limícolas)
- 2.- 18 (1ª quincena de agosto)
- 3.- P, I
- 4.- $A_3 = 0.46$; 0.000 ± 0.000 , 0.052 ± 0.076 y 0.002 ± 0.007 ; --/--/ ns
- 5.- $A_2 = 0.72$; 0.035 ± 0.066 y 0.002 ± 0.006 ; ns
- 6.- Especie de distribución norsiberiana con presencia escasa en la Península Ibérica. Se trata de un ave invernante en la costa mediterránea, con flujos migratorios tanto por la costa como a través del interior peninsular. En la cuenca media del Tajo aparece como ave migradora durante el paso postnupcial, detectándose individuos invernantes esporádicos. Las diferencias de abundancias entre periodos temporales no son significativas dada la escasez de registros. Respecto al valor de amplitud de nicho, se presenta como un taxon que se ajusta mejor a la división del año en tres fases.

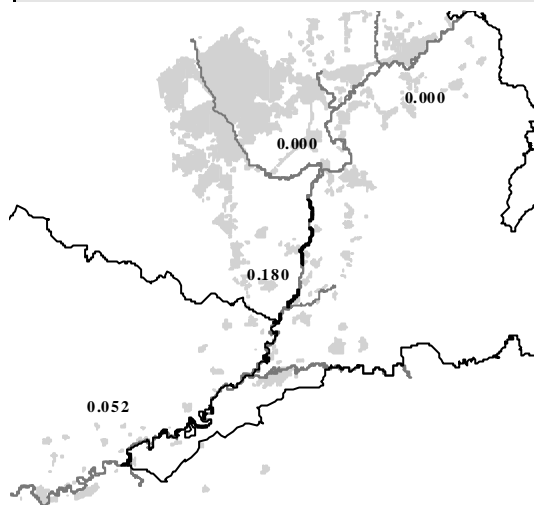


***Calidris alpina* (Correlimos común)**

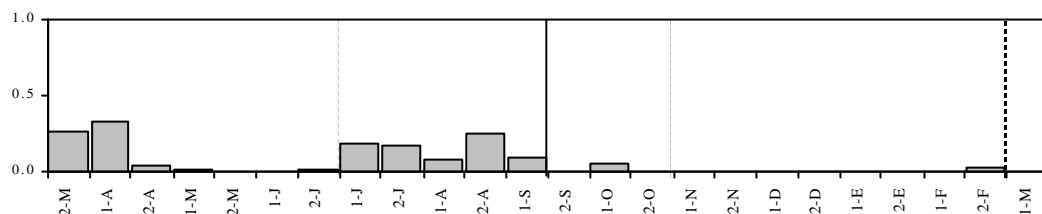
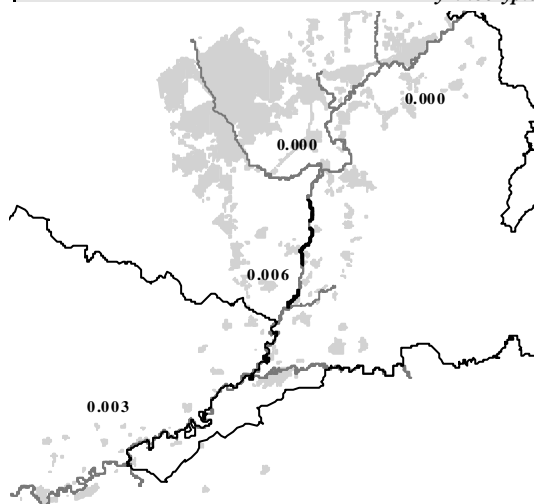


- 1.- Scolopacidae (Limícolas)
- 2.- 8 (2ª quincena de julio)
- 3.- P, I
- 4.- $A_3 = 0.95$; 0.002 ± 0.005 , 0.025 ± 0.037 y 0.004 ± 0.007 ; ns / ns / ns
- 5.- $A_2 = 0.95$; 0.017 ± 0.031 y 0.004 ± 0.008 ; ns
- 6.- Ave de distribución paleártica que abarca diferentes subespecies con áreas distintas de distribución: noreuropeas, groenlandesas y siberianas. Todas estas subespecies pueden migrar a través de la Península Ibérica o invernar en ella, preferentemente en zonas costeras. En la cuenca media del Tajo se detectan individuos escasos a lo largo de todo el ciclo anual, tanto durante los pasos migratorios (prenupcial y postnupcial) como durante la invernada. En invierno se puede calificar su presencia como ocasional, siendo más común durante el paso postnupcial aunque no de forma significativa. Se trata de un ave de presencia escasa en el Tajo y con un valor de amplitud de nicho alto ($A = 0.95$), lo que denota su carácter generalista, siendo probable su presencia a lo largo de todo el ciclo anual.

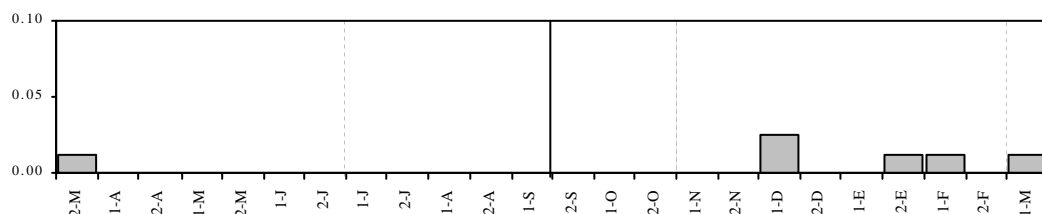


***Philomachus pugnax* (Combatiente)**

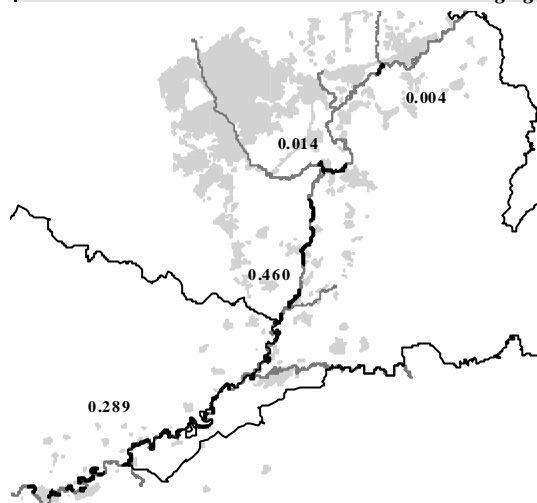
- 1.- Scolopacidae (Limícolas)
- 2.- 27 (1ª quincena de abril)
- 3.- P
- 4.- $A_3 = 0.84; 0.080 \pm 0.132, 0.099 \pm 0.088$ y 0.002 ± 0.007 ; ns / ns / *
- 5.- $A_2 = 0.65; 0.115 \pm 0.115$ y 0.006 ± 0.015 ; **
- 6.- Especie de distribución paleártica septentrional. En la Península Ibérica se presenta como un ave migradora e invernante. En la cuenca media del Tajo ocupa zonas húmedas y herbazales asociados a los cauces fluviales. Se registran abundancias puntuales altas durante la fase migratoria, tanto prenupcial como postnupcial, de hasta 14 aves/km en tramos del Tajo. La invernada es prácticamente inexistente en el Tajo, y su valor de amplitud de nicho denota un mejor ajuste de la especie a la división del año en dos periodos.

***Lymnocyrtus minimus* (Agachadiza chica)**

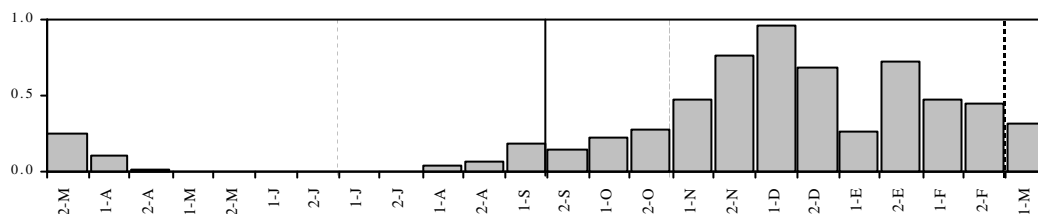
- 1.- Scolopacidae (Limícolas)
- 2.- 2 (1ª quincena de diciembre)
- 3.- I
- 4.- $A_3 = 0.61; 0.002 \pm 0.005, 0.000 \pm 0.000$ y 0.005 ± 0.008 ; -- / ns / --
- 5.- $A_2 = 0.72; 0.001 \pm 0.003$ y 0.004 ± 0.007 ; ns
- 6.- Ave de distribución paleártica septentrional. Se presenta como invernante de forma aislada por toda la Península Ibérica, y como invernante escaso en la cuenca media del río Tajo. Las diferencias de abundancia no son significativas entre periodos de tiempo considerados, dada las escasas abundancias registradas. Su amplitud de nicho registra una mayor especialización temporal en la ocupación de los ecosistemas fluviales de los ríos cuando consideramos tres periodos.



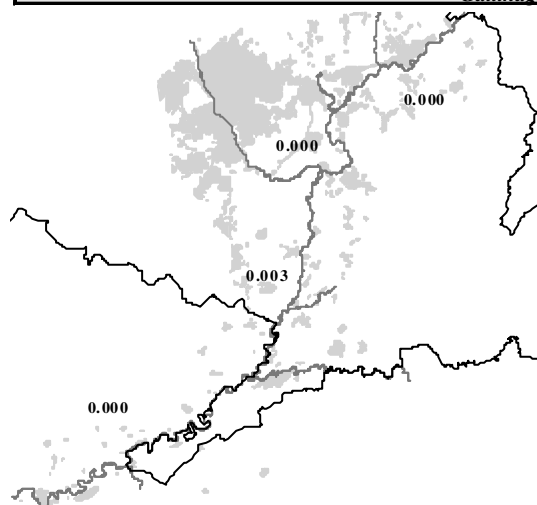
***Gallinago gallinago* (Agachadiza común)**



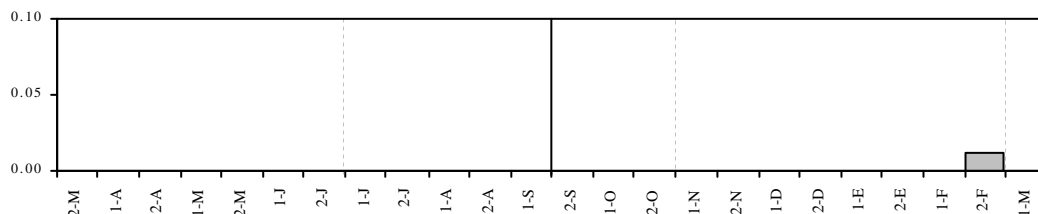
- 1.- Scolopacidae (Limícolas)
- 2.- 80 (1ª quincena de diciembre)
- 3.- I, P
- 4.- $A_3 = 0.97; 0.083 \pm 0.125, 0.115 \pm 0.107$ y 0.597 ± 0.221 ; ns / ** / **
- 5.- $A_2 = 0.92; 0.052 \pm 0.081$ y 0.477 ± 0.253 ; ***
- 6.- Las poblaciones que mayormente invernan en la Península Ibérica proceden del Paleártico septentrional. Se trata de una especie asociada a la presencia de megaforbios y pastizales altos de zonas húmedas, con reproducción muy escasa en la montaña media-alta de la mitad septentrional de la Península Ibérica. En la cuenca media del Tajo se registra una clara población invernante, con mayores abundancias entre los meses de noviembre y enero (abundancias máximas de 9 aves/km en el Jarama bajo). Aparte de la invernada, se detecta su presencia en la cuenca del Tajo durante el paso prenupcial (meses de marzo y abril) y postnupcial (agosto y septiembre) con abundancias algo más bajas (máximos de 7 aves/km). Presenta valores altos de amplitud de nicho ($A > 0.90$) a pesar de no ser reproductor en la zona. Esta situación se debe a su presencia constante durante la invernada y ambos pasos migratorios.



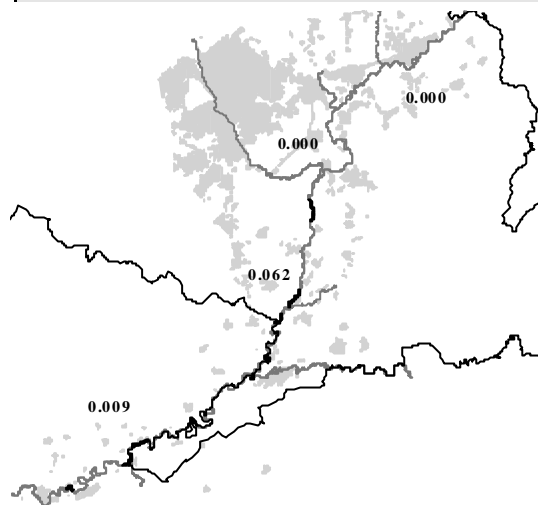
***Gallinago media* (Agachadiza real)**



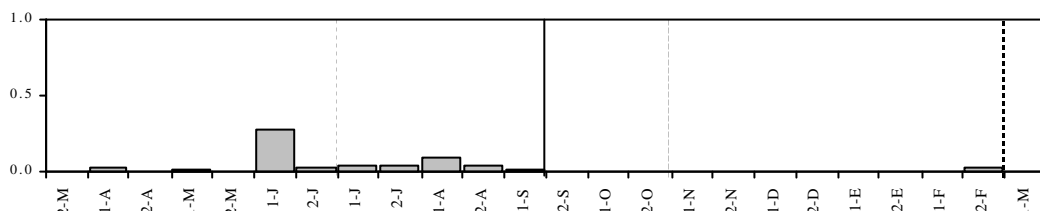
- 1.- Scolopacidae (Limícolas)
- 2.- 1 (2ª quincena de febrero)
- 3.- A
- 4.- $A_3 = 0.00; 0.000 \pm 0.000, 0.000 \pm 0.000$ y 0.001 ± 0.004 ; -- / -- / --
- 5.- $A_2 = 0.00; 0.000 \pm 0.000$ y 0.001 ± 0.003 ; --
- 6.- Especie de distribución paleártica centro-occidental, de presencia esporádica en la Península durante la migración. En la zona del Tajo aparece como ave accidental durante el paso migratorio prenupcial.



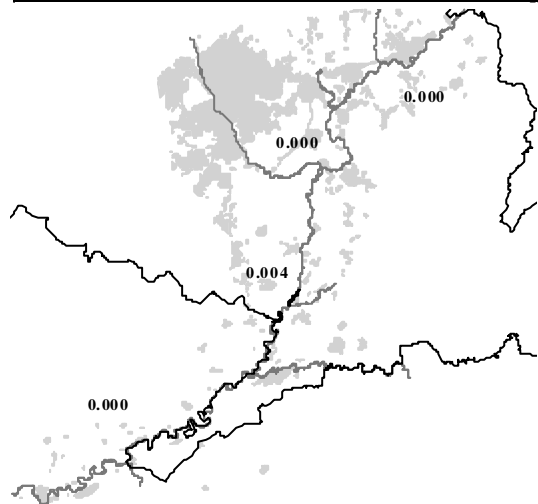
***Limosa limosa* (Aguja colinegra)**



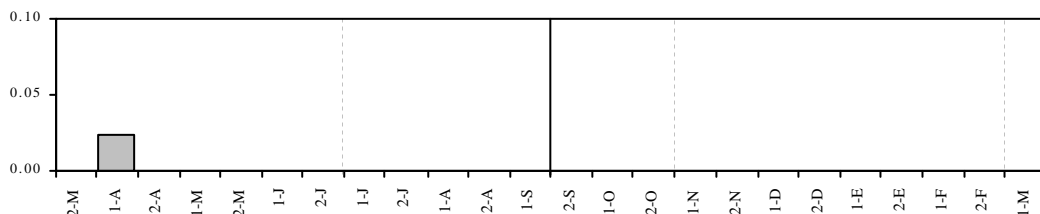
- 1.- Scolopacidae (Limícolas)
- 2.- 23 (1ª quincena de junio)
- 3.- P
- 4.- $A_3 = 0.86; 0.041 \pm 0.097, 0.026 \pm 0.029$ y 0.002 ± 0.007 ; ns / ns / ns
- 5.- $A_2 = 0.47; 0.045 \pm 0.078$ y 0.002 ± 0.006 ; **
- 6.- La procedencia de las aves registradas en la Península es el Paleártico centro-occidental, y posiblemente Islandia. En la Península Ibérica se registra como reproductor ocasional, invernante y durante el paso migratorio, tanto por aguas costeras como del interior. Los individuos censados en la cuenca media del Tago corresponden principalmente a aves migradoras. La invernada no es significativa en la zona de estudio. La amplitud de nicho de esta especie indica una cierta especialización temporal del ave en la ocupación de los ríos durante la primavera/verano.

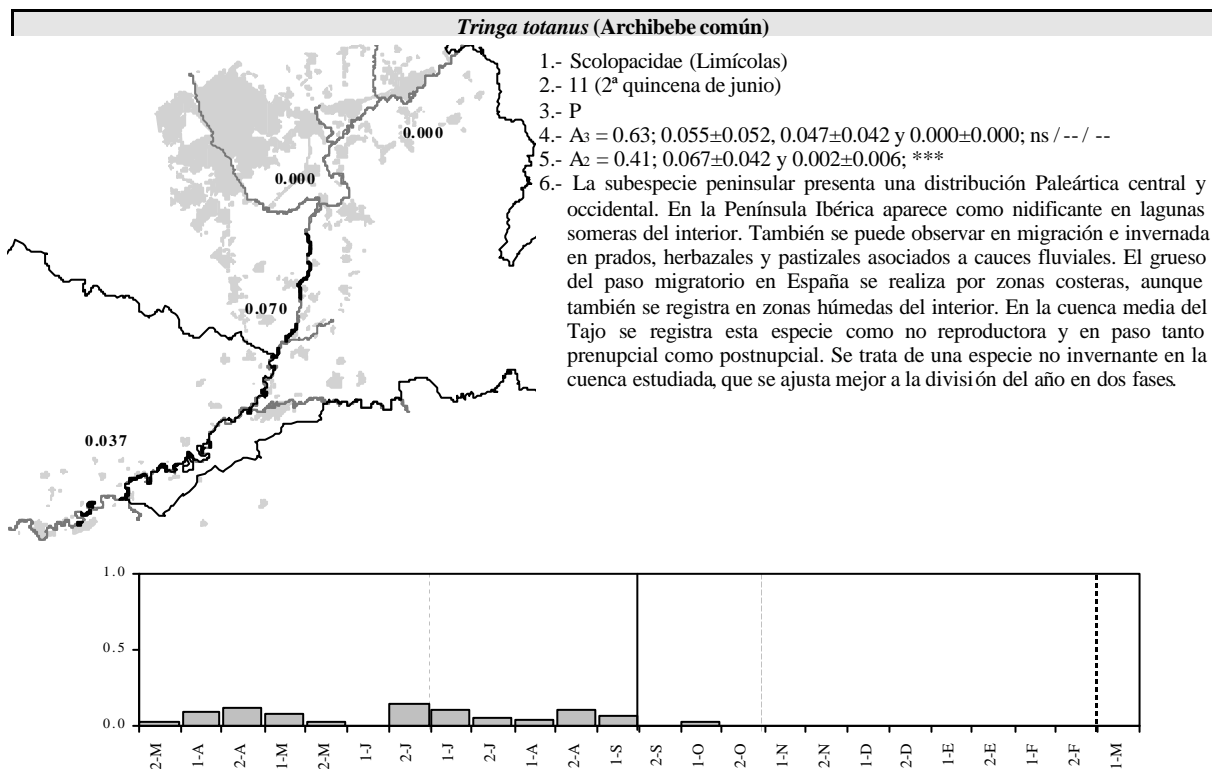
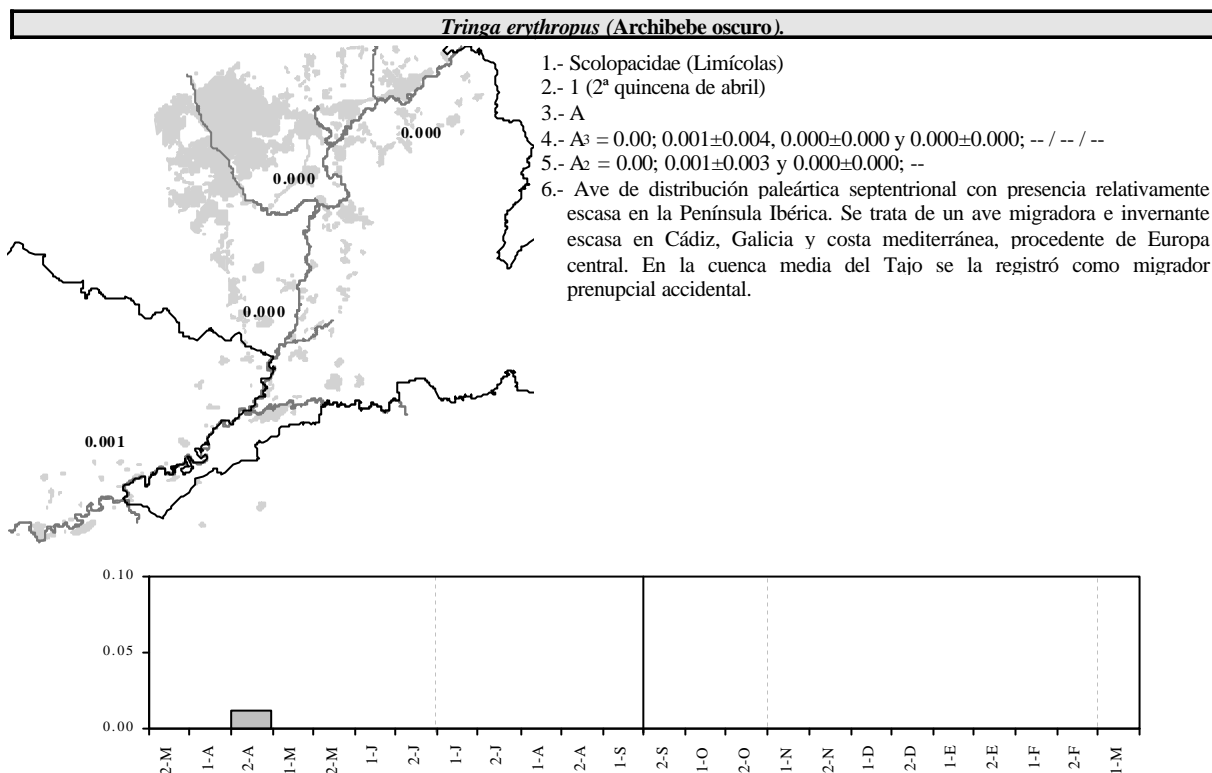


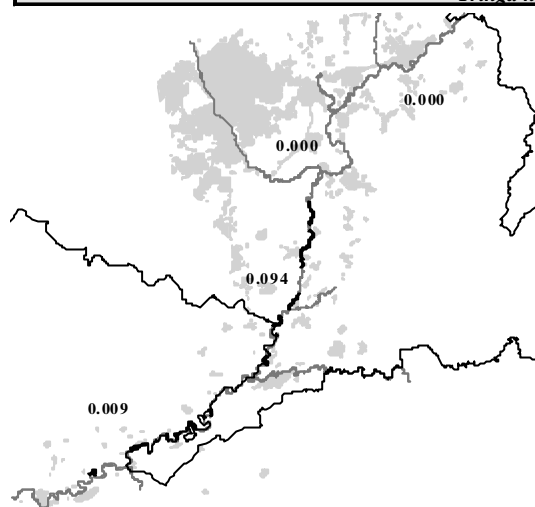
***Numenius phaeopus* (Zarapito trinador)**



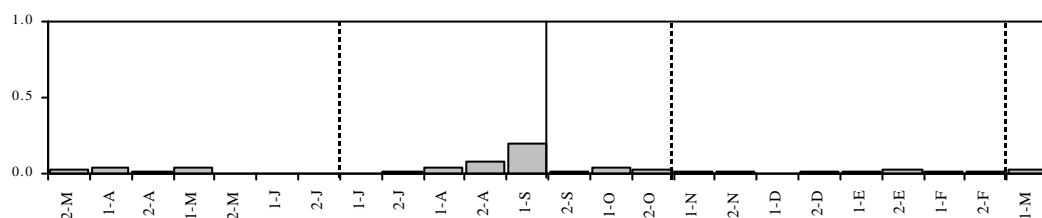
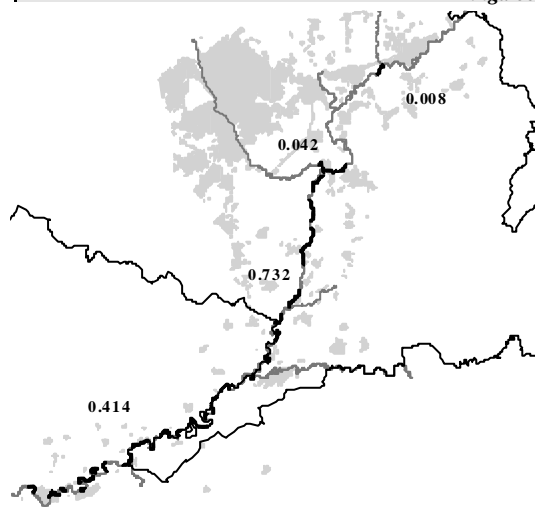
- 1.- Scolopacidae (Limícolas)
- 2.- 2 (1ª quincena de abril)
- 3.- A
- 4.- $A_3 = 0.00; 0.002 \pm 0.007, 0.000 \pm 0.000$ y 0.000 ± 0.000 ; -- / -- / --
- 5.- $A_2 = 0.00; 0.002 \pm 0.006$ y 0.000 ± 0.000 ; --
- 6.- La subespecie presente en al Península Ibérica tiene una distribución paleártica nor-occidental. Se trata de un ave invernante en el sur y noroeste peninsular. Su presencia es esporádica en la cuenca media del Tago durante la migración prenupcial.



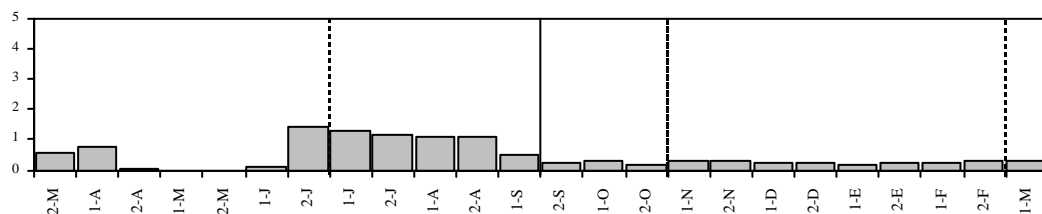


***Tringa nebularia* (Archibebe claro)**

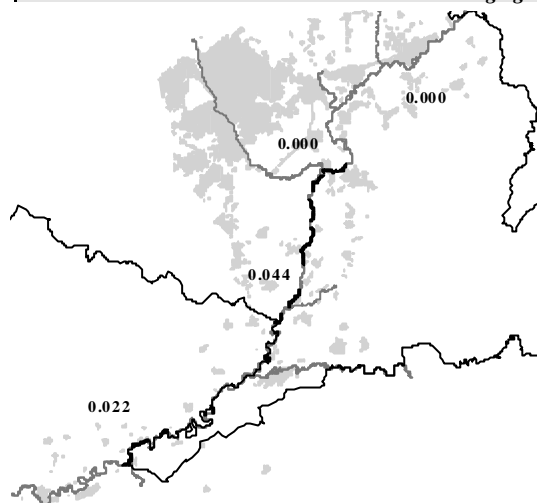
- 1.- Scolopacidae (Limícolas)
- 2.- 16 (1ª quincena de septiembre)
- 3.- P, I
- 4.- $A_3 = 0.99; 0.018 \pm 0.019, 0.047 \pm 0.062$ y 0.010 ± 0.005 ; ns / ns / ns
- 5.- $A_2 = 0.98; 0.036 \pm 0.054$ y 0.014 ± 0.010 ; ns
- 6.- Ave paleártica septentrional de distribución escasa en la Península Ibérica. El mayor número de registros en la Península se realiza en la costa mediterránea, siendo menores en aguas interiores. En la cuenca estudiada se detecta un aumento de su abundancia durante los pasos migratorios, tanto prenupcial como, sobre todo, postnupcial, y también una pequeña población invernante. Las diferencias de abundancia entre periodos no son significativas y ocupa la cuenca fluvial de forma constante durante las divisiones del ciclo anual consideradas (menos en la reproducción), siempre con bajas abundancias. Su valor de amplitud de nicho está muy próximo al valor máximo, por lo que se la puede describir como una especie generalista en la ocupación temporal del medio fluvial.

***Tringa ochropus* (Andarrios grande)**

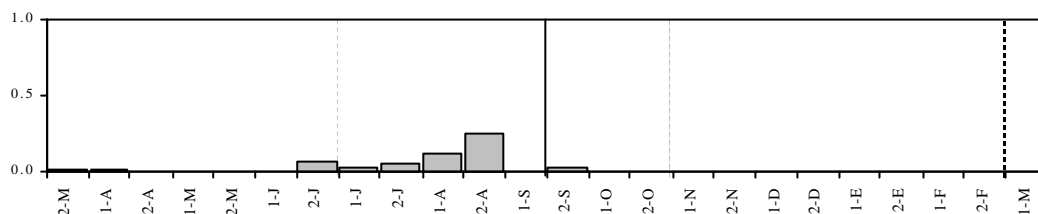
- 1.- Scolopacidae (Limícolas)
- 2.- 119 (2ª quincena de junio)
- 3.- P, I
- 4.- $A_3 = 0.97; 0.406 \pm 0.506, 0.741 \pm 0.478$ y 0.249 ± 0.056 ; ns / ns / ns
- 5.- $A_2 = 0.99; 0.681 \pm 0.546$ y 0.250 ± 0.053 ; ns
- 6.- Ave de distribución paleártica centro-septentrional. Se la registra en la Península Ibérica durante el paso migratorio y durante la invernada. Se trata de una especie muy asociada a los cauces fluviales, apareciendo muy marcado el paso migratorio postnupcial en la cuenca media del Tajo (abundancias máximas registradas de 13 aves/km en el mes de junio). Por otro lado, en la cuenca se detecta una presencia constante de individuos durante todo el periodo invernal (abundancia media para toda la zona de 0.23 aves/km). No existen diferencias significativas de abundancia entre periodos y su valor de amplitud de nicho temporal denota su condición de generalista ($A > 0.95$).



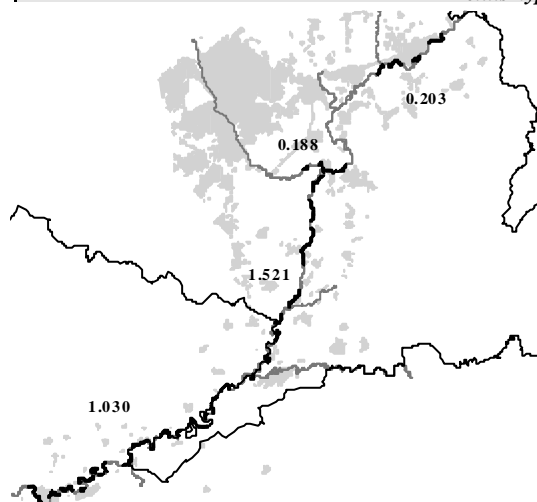
***Tringa glareola* (Andarriós bastardo)**



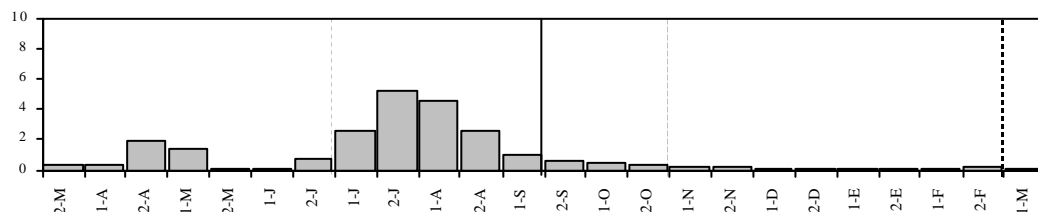
- 1.- Scolopacidae (Limícolas)
- 2.- 20 (2ª quincena de agosto)
- 3.- P
- 4.- $A_3 = 0.60$; 0.010 ± 0.021 , 0.056 ± 0.085 y 0.000 ± 0.000 ; ns / -- / --
- 5.- $A_2 = 0.54$; 0.043 ± 0.072 y 0.002 ± 0.006 ; *
- 6.- Especie de distribución paleártica central y septentrional, con presencia peninsular durante el paso migratorio y, de forma más escasa, durante la invernada. El paso más importante por cauces fluviales parece ser el postnupcial, el cual queda perfectamente reflejado durante el mes de agosto en la cuenca de estudio (abundancia máxima registrada de 10 aves/km). Esta situación es generalizable para todas las limícolas, y puede ser debida a que los ríos presentan niveles más bajos que en primavera y por lo tanto la abundancia de limos y pedregales es mayor. Su carácter temporal le define como cierto especialista en la ocupación del periodo primavera/verano (menor valor de A en la división del año en dos fases).



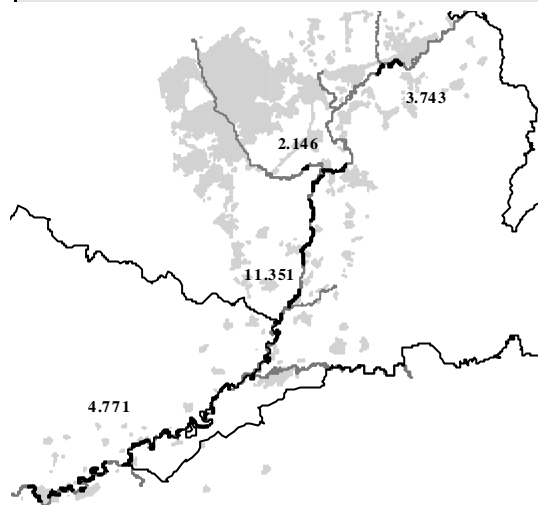
***Actitis hypoleucos* (Andarriós chico)**



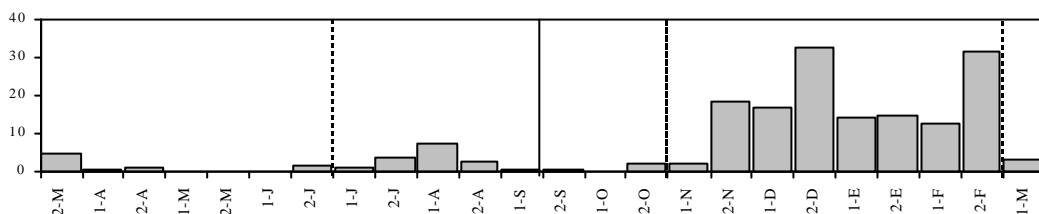
- 1.- Scolopacidae (Limícolas)
- 2.- 439 (2ª quincena de julio)
- 3.- S, P, I
- 4.- $A_3 = 0.92$; 0.609 ± 0.691 , 2.176 ± 1.919 y 0.168 ± 0.059 ; ns / ns / **
- 5.- $A_2 = 0.89$; 1.724 ± 1.745 y 0.244 ± 0.176 ; *
- 6.- Especie ampliamente distribuida por todo el Paleártico. Aparece como nidificante escaso en la Península, ocupando principalmente cauces fluviales. Se trata de un ave presente en la Península Ibérica, lo mismo que en la zona de estudio, durante todo el ciclo anual. En la zona presenta picos de abundancia muy claros durante los pasos migratorios, sobre todo en el postnupcial (se llega a registrar en ciertos tramos hasta 45.5 aves/km en el mes de julio). Aunque tiende a ocupar con mayor frecuencia los cauces fluviales durante la primavera/venaro, su carácter temporal se muestra claramente generalista al detectarse la especie en todas las quincenas.



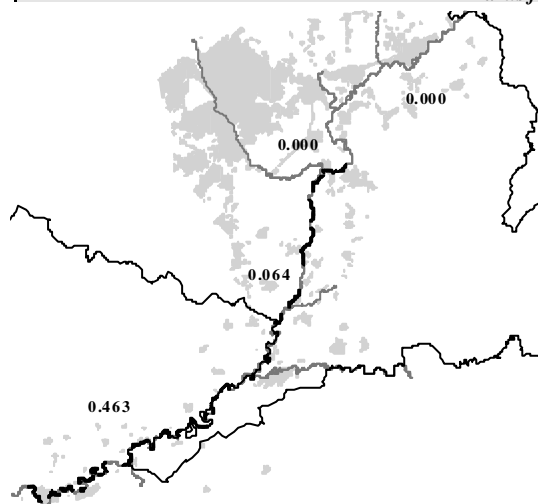
***Larus ridibundus* (Gaviota reidora)**



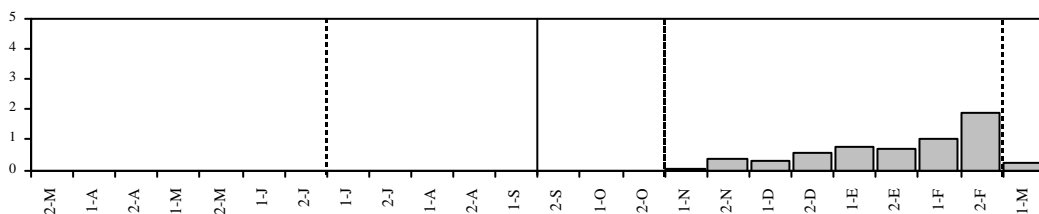
- 1.- Laridae (Láridos)
- 2.- 2699 (2ª quincena de diciembre)
- 3.- S, I, P
- 4.- $A_3 = 0.59$; 1.330 ± 1.595 , 2.154 ± 2.346 y 17.650 ± 10.119 ; ns / ** / *
- 5.- $A_2 = 0.63$; 1.840 ± 2.182 y 12.249 ± 11.374 ; *
- 6.- Lárido ampliamente distribuido por el Paleártico, presente en toda la Península Ibérica como invernante. Como reproductor es bastante común en la costa e incluso se registran ciertos puntos de cría en aguas interiores (La Mancha). Se trata de un lárido nidificante en fase de expansión desde los años 60, fecha en que se registran las primeras parejas nidificantes en la Península. Su reproducción en la cuenca media del Tajo, aunque no registrada en el muestreo, se encuentra confirmada hoy en día siendo más de 300 las parejas nidificantes. En la cuenca media del Tajo aparece como un ave mayormente invernante. Su menor valor de amplitud de nicho en la división del año en tres fases, denota su mejor ajuste a ese patrón.



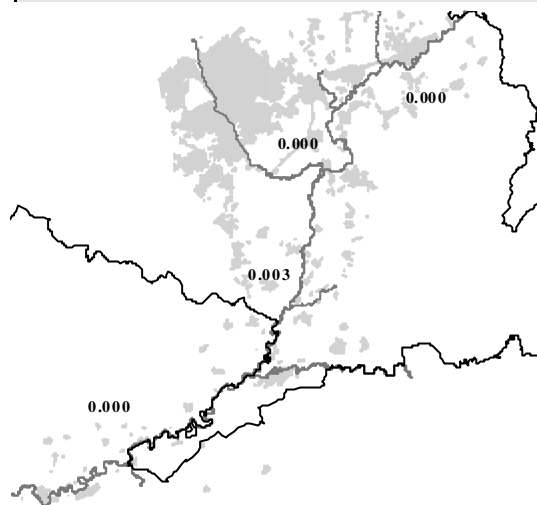
***Larus fuscus* (Gaviota sombría)**



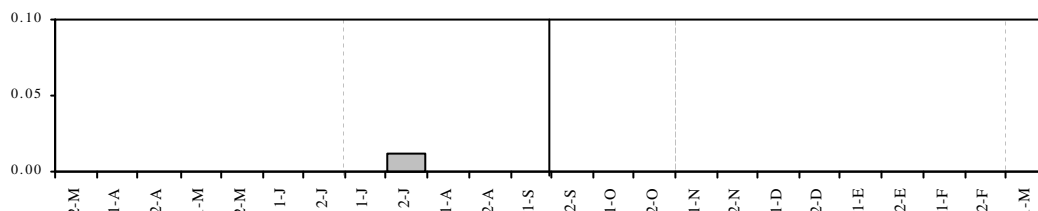
- 1.- Laridae (Láridos)
- 2.- 158 (2ª quincena de febrero)
- 3.- I
- 4.- $A_3 = 0.82$; 0.032 ± 0.080 , 0.002 ± 0.005 y 0.714 ± 0.566 ; ns / ** / ***
- 5.- $A_2 = 0.81$; 0.003 ± 0.005 y 0.496 ± 0.558 ; **
- 6.- La subespecie nidificante en la Península Ibérica presenta una distribución paleártica occidental, aunque durante la migración e invernada también pueden llegar aves paleárticas septentrionales a la Península. En la Península se distribuye principalmente como nidificante por las costas atlánticas septentrionales. Como invernante, las poblaciones ibéricas suelen mezclarse con las centro europeas y europeas septentrionales. En la cuenca del Tajo medio aparece especialmente como invernante, aunque existen individuos dispersos durante el paso migratorio. Se registran diferencias muy significativas entre las abundancias de los periodos de tiempo definidos.



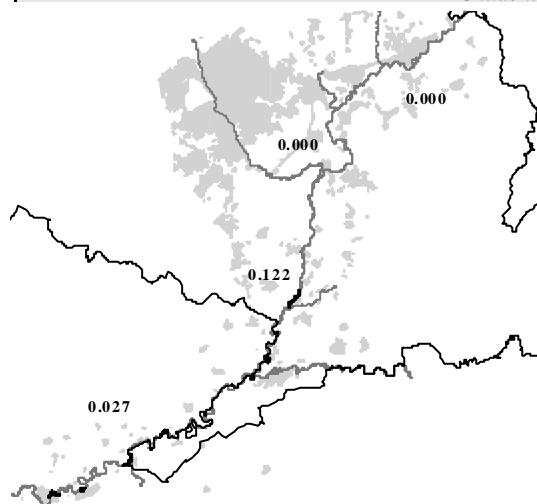
***Chlidonias hybridus* (Fumarel cariblanco)**



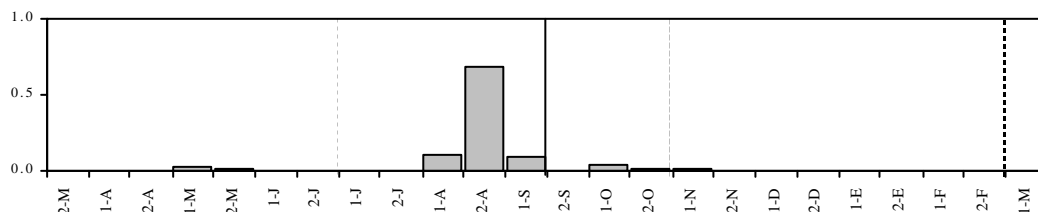
- 1.- Sternidae (Láridos)
- 2.- 1 (2ª quincena de julio)
- 3.- A
- 4.- $A_3 = 0.00; 0.000 \pm 0.000, 0.001 \pm 0.004 \text{ y } 0.000 \pm 0.000; --/--/--$
- 5.- $A_2 = 0.00; 0.001 \pm 0.003 \text{ y } 0.000 \pm 0.000; --$
- 6.- Especie de distribución paleártica sudoccidental, con presencia de colonias ibéricas de nidificación principalmente en la costa mediterránea. Existen núcleos de cría en aguas interiores pero con pocos individuos. La población reproductora estimada para España suma varios miles de parejas. Los pasos migratorios e invernada son escasos en el interior peninsular. En la cuenca media del Tajo aparecen individuos dispersos de forma reducida.



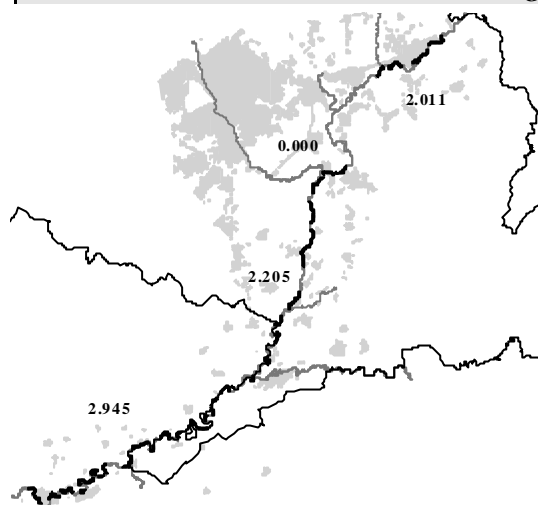
***Chlidonias niger* (Fumarel común)**



- 1.- Sternidae (Láridos)
- 2.- 56 (2ª quincena de agosto)
- 3.- P
- 4.- $A_3 = 0.82; 0.004 \pm 0.007, 0.113 \pm 0.229 \text{ y } 0.001 \pm 0.004; ns/ns/ns$
- 5.- $A_2 = 0.95; 0.073 \pm 0.191 \text{ y } 0.005 \pm 0.012; ns$
- 6.- Especie de distribución Paleártica, con una población reproductora registrada en la Península Ibérica bastante escasa. La zona de reproducción en España se reparte por la costa mediterránea, registrándose parejas nidificantes de forma puntual y escasa en aguas interiores (lagunas de Villafáfila, Gallocanta y La Mancha). En la cuenca media del Tajo aparece como un ave en paso migratorio, presentando sus máximas abundancias durante el paso postnupcial (abundancia máxima registrada de 12 aves/km en septiembre). Por otro lado, su valor de amplitud de nicho detecta un mejor ajuste temporal de la especie cuando dividimos el ciclo anual en tres periodos.



G.A.T.- Somormujos



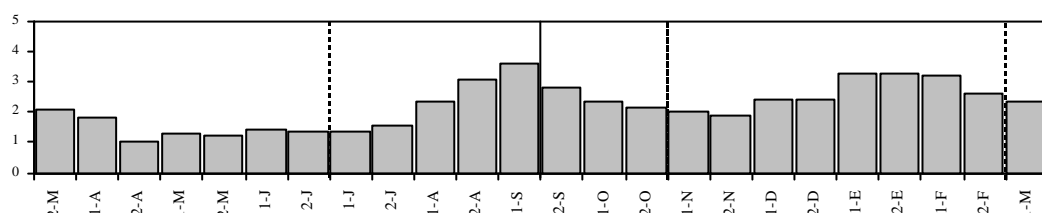
2.- 301 (1ª quincena de septiembre)

3.- --

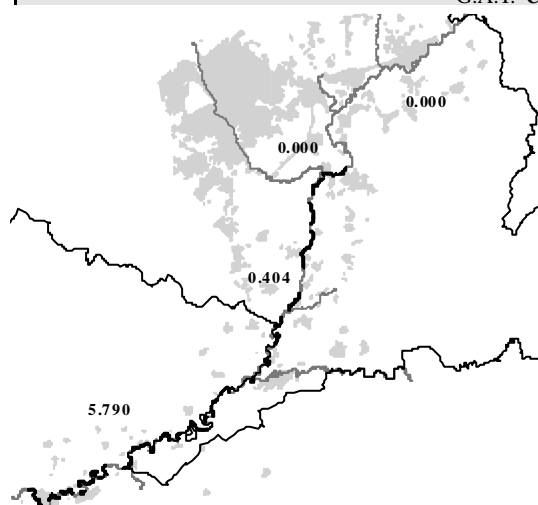
4.- $A_3 = 0.99; 1.583 \pm 0.471, 2.408 \pm 0.748$ y 2.634 ± 0.554 ; ns / ** / ns

5.- $A_2 = 0.99; 1.856 \pm 0.799$ y 2.560 ± 0.478 ; **

6.- El grupo de los somormujos en la cuenca media del Tajo aparece representado por tres táxones: zampullín común (*Tachybaptus ruficollis*), zampullín cuellinegro (*Podiceps nigricollis*) y somormujo lavanco (*Podiceps cristatus*). De ellos, el zampullín común presenta una clara dominancia en el grupo puesto que supone el 96% de todos los individuos del G.A.T. Este grupo ocupa todos los cursos fluviales menos el bajo Manzanares, el cual no permite la existencia de poblaciones estables dado su elevado nivel de contaminación. Presentan un patrón temporal generalista muy similar al de los ráldos (amplitud de nicho próximo a la unidad), aunque se detecta una baja abundancia durante la reproducción, con un marcado máximo postnupcial y una visible concentración invernal.



G.A.T.- Cormoranes (especie única)



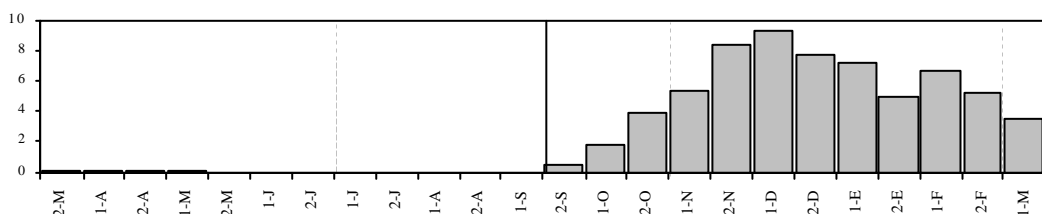
2.- 775 (1ª quincena de diciembre)

3.- I

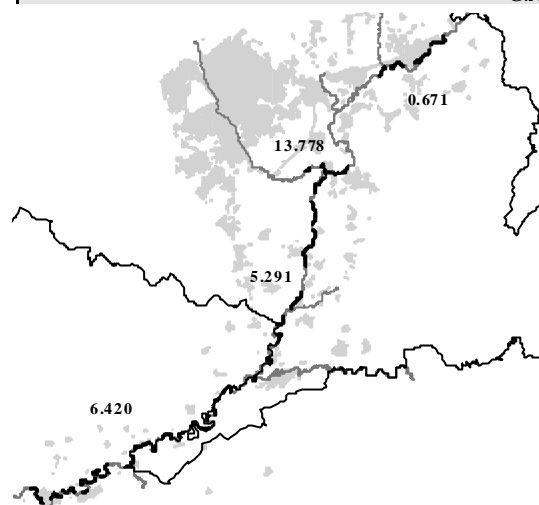
4.- $A_3 = 0.70; 0.495 \pm 1.228, 0.793 \pm 1.403$ y 6.871 ± 1.578 ; ns / ** / **

5.- $A_2 = 0.57; 0.047 \pm 0.048$ y 5.392 ± 2.653 ; ***

6.- GAT constituido por una única especie: el cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*). La subespecie mayoritaria en la cuenca media del Tajo es *P. c. sinensis*, que se distribuye por Europa oriental y central. Esta subespecie presenta flujos migratorios tanto por la costa como por el interior peninsular. Es nidificante muy escaso en aguas interiores de la Península Ibérica, existiendo citas de cría esporádica en ambientes lénticos del interior: Embalse de Santillana (Madrid), Navalcán (Toledo), etc. La presencia de esta ave en la cuenca media del Tajo se encuentra asociada a humedales de carácter artificial generados durante la extracción de áridos (graveras). La especie aparece sobre todo en los cursos fluviales durante la ocupación de dormideros. La abundancia media de individuos durante el invierno es significativamente mayor respecto al resto de los periodos del ciclo anual. Su valor de amplitud de nicho es menor en la división del ciclo anual en dos periodos, que hace que se ajuste mejor a este patrón.



G.A.T.- Garzas/cigüeñas



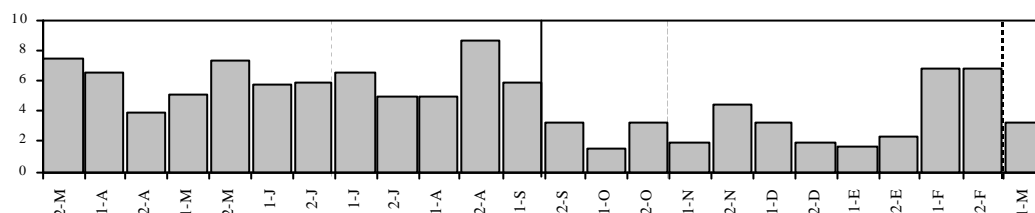
2.- 718 (2ª quincena de agosto)

3.- --

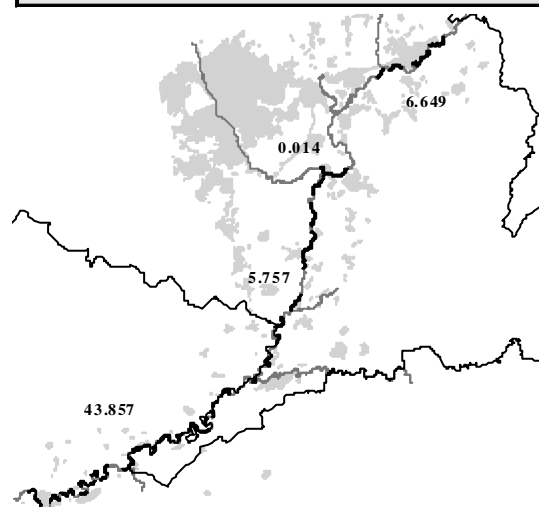
4.- $A_3 = 0.99$; 5.646 ± 1.503 , 4.901 ± 2.205 y 3.666 ± 2.125 ; ns / ns / ns

5.- $A_2 = 0.95$; 6.079 ± 1.303 y 3.396 ± 1.799 ; **

6.- Este grupo de afinidad taxonómica engloba un total de 9 especies. Estas especies presentan requerimientos algo diferentes entre sí, aunque responden a similares preferencias de densidad de vegetación (arbórea o herbácea) y de cierta independencia del agua. Las especies más numerosas que definen el grupo son la garcilla bueyera (*Bubulcus ibis*) (un 59%), la garza real (*Ardea cinerea*) (16%) y el martinete común (*Nycticorax nycticorax*) (13%). La mayor abundancia se registra en cierto tramo del río Manzanares (Tramo M01). En este tramo existe una elevada abundancia de una única especie de garza (*Bubulcus ibis*), asociada a unas particulares condiciones de antropización del medio. La ocupación de los ecosistemas fluviales que realizan estas especies a lo largo del ciclo anual es bastante amplia ($A > 0.90$). Se registran a lo largo de todo el año aunque con una mayor abundancia estival. Este hecho responde en parte al carácter migratorio de algunos de los taxones como el martinete común (*Nycticorax nycticorax*), el avetorillo común (*Ixobrychus minutus*) y la garza imperial (*Ardea purpurea*).



G.A.T.- Anátidas



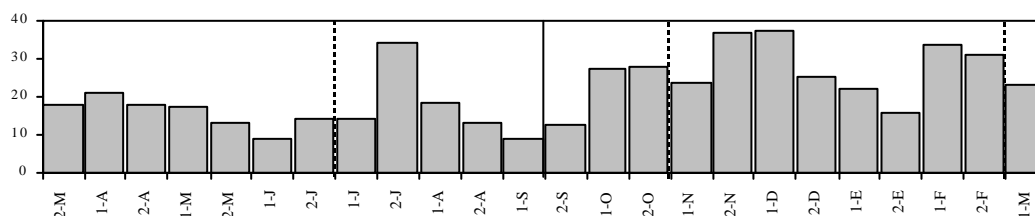
2.- 3103 (1ª quincena de diciembre)

3.- --

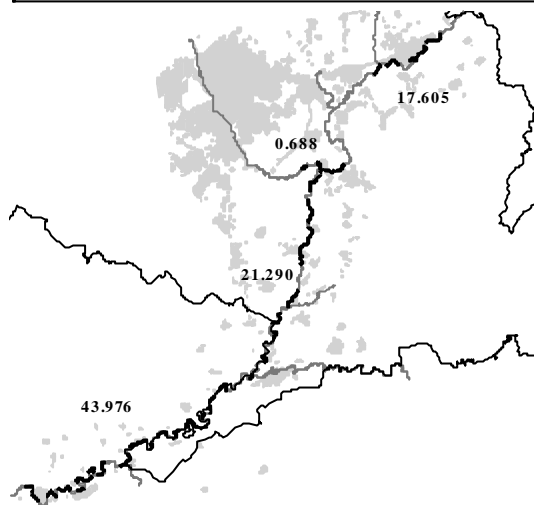
4.- $A_3 = 0.98$; 16.705 ± 4.572 , 19.554 ± 9.113 y 28.197 ± 7.674 ; ns / * / ns

5.- $A_2 = 0.96$; 16.577 ± 6.707 y 26.394 ± 7.628 ; **

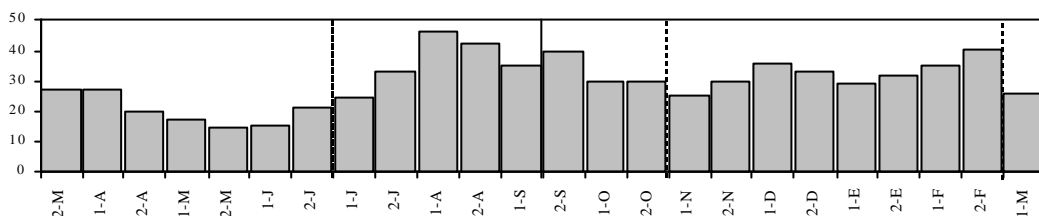
6.- Este grupo de aves acuáticas, que recoge un total de 13 especies, ocupa los cauces fluviales de la cuenca media del Tago a lo largo de todo el ciclo anual de una forma continua y abundante ($A \square 0.96$). El único tramo en el que no se encuentra representado el G.A.T. es el tramo superior del río Manzanares (Tramo M01). La especie dominante del grupo es el ánade azulón (*Anas platyrhynchos*), el cual representa más del 67% de las anátidas censadas en la cuenca. Las abundancias medias más altas se registran durante la invernada (periodo otoño-invernal), siendo el río Tago el que presenta una mayor abundancia media anual de anátidas seguido del río Henares.



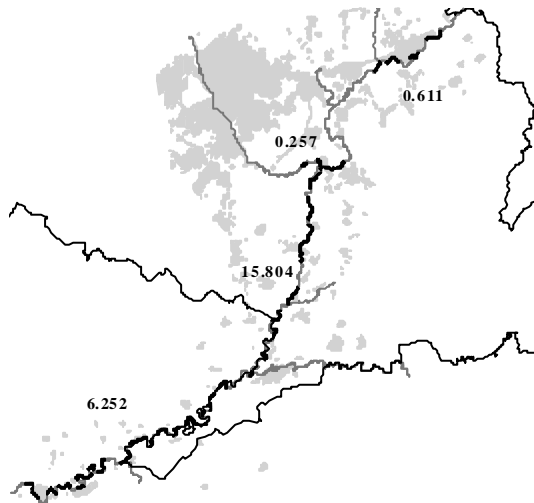
G.A.T.- Rálicos



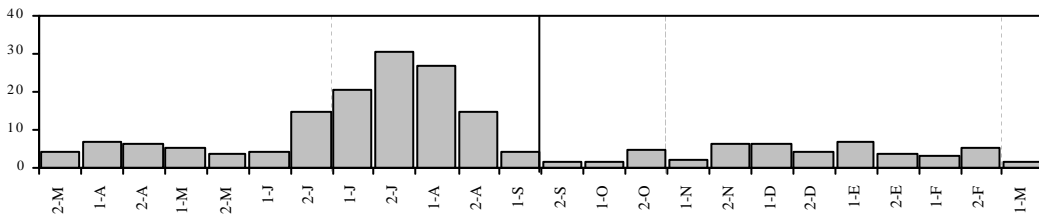
- 2.- 3854 (1ª quincena de agosto)
- 3.- --
- 4.- $A_3 = 0.98$; 21.274 ± 5.102 , 35.157 ± 7.186 y 32.654 ± 4.785 ; ** / * / ns
- 5.- $A_2 = 1.00$; 27.203 ± 10.300 y 32.187 ± 4.899 ; ns
- 6.- Los rálicos en la cuenca media del Tajo se encuentran representados básicamente por tres especies. De estas, dos de ellas son dominantes: la gallineta común (*Gallinula chloropus*) (65%) y la focha común (*Fulica atra*) (35%). El grupo aparece ampliamente distribuido por todos los tramos fluviales censados, ocupando inclusive las zonas degradadas y contaminadas del bajo Manzanares. Este elevado grado de representatividad alcanzado responde sobre todo al marcado carácter ubicuo de la gallineta común que aparece en el 100% de los tramos (la focha común aparece en el 95%). La temporalidad aparece marcada por una menor abundancia durante el periodo reproductor y una abundancia máxima justo después de la cría. Este pico de abundancia parece deberse a la independencia de los juveniles. También se registra una mayor abundancia invernal de rálicos debido fundamentalmente a la concentración invernal de fochas comunes.



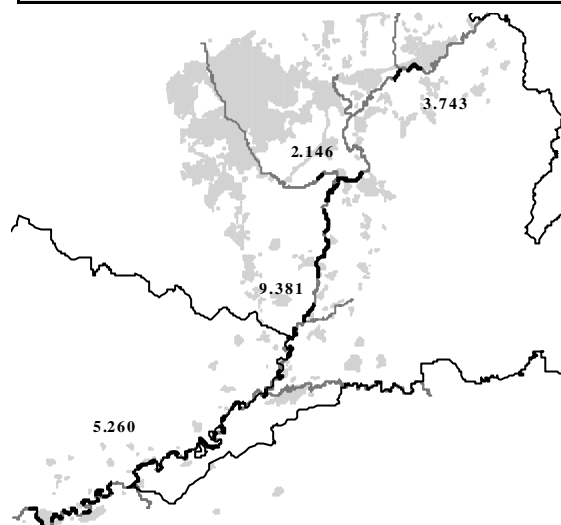
G.A.T.- Limícolas



- 2.- 2527 (2ª quincena de julio)
- 3.- --
- 4.- $A_3 = 0.91$; 5.651 ± 3.960 , 12.931 ± 11.648 y 4.604 ± 1.678 ; ns / ns / ns
- 5.- $A_2 = 0.83$; 11.640 ± 9.523 y 3.817 ± 1.994 ; *
- 6.- Las limícolas es el grupo más numeroso al incluir un total de 23 especies. Las especies dominantes son: cigüeñuela común (*Himantopus himantopus*) (49%), la avefría europea (*Vanellus vanellus*) (16%), el andarríos chico (*Actitis hypoleucos*) (14%) y el chorlitejo chico (*Charadrius dubius*) (9%). El río con mayor abundancia de limícolas es el Jarama. Su particular estructura y variedad de ambientes con herbáceas, limos y guijarros, permite la existencia de múltiples hábitats que dan cabida a una elevada diversidad de limícolas. De las 23 especies, 21 se encuentran presentes en los tramos del Jarama, estando muchas de ellas bien representadas. El carácter migratorio del grupo queda bien reflejado en el histograma de abundancias quincenales. Se puede apreciar un máximo de abundancia muy marcado en el periodo postnupcial (junio-agosto). La invernada y reproducción no son especialmente representativas excepto para especies como la cigüeñuela común, la avefría europea y el chorlitejo chico. La mayor importancia del paso postnupcial parece deberse a una mejor capacidad de acogida de los ríos durante esta época al presentar un menor nivel las aguas y al quedar las zonas de limos y guijarros más expuestas.



G.A.T.- Láridos



- 2.- 2760 (2ª quincena de febrero)
- 3.- --
- 4.- $A_3 = 0.56$; 1.367 ± 1.629 , 2.271 ± 2.393 y 18.367 ± 10.446 ; ns / ** / *
- 5.- $A_2 = 0.63$; 1.919 ± 2.226 y 12.752 ± 11.785 ; *
- 6.- En este grupo se han incluido dos familias: gaviotas y fumareles, y un total de 4 especies. De estas, la especie más numerosa es la gaviota reidora (*Larus ridibundus*), que supone el 93% de los Láridos y fumareles censados. Ambas familias se caracterizan en la zona de estudio por presentar un importante carácter migratorio y/o invernante según las especies. Este carácter queda reflejado en la gráfica de abundancia quincenal del GAT, donde las mayores abundancias se registran durante el invierno y, sobre todo, los pasos migratorios. La unidad fluvial que presenta mayores contingentes de láridos y fumareles es el Jarama. Esto parece estar asociado a su mayor proximidad a las fuentes de alimentación (vertederos en el caso de las gaviotas) y a las zonas de dormitorio (graveras de la vega del Jarama: El Porcal y El Campillo principalmente).

